



La pollution par l'ozone et la climatologie dans un espace méditerranéen : les Alpes-Maritimes

Nicolas Martin

► To cite this version:

Nicolas Martin. La pollution par l'ozone et la climatologie dans un espace méditerranéen : les Alpes-Maritimes. Géographie. Université Nice Sophia Antipolis, 2008. Français. NNT : . tel-00358297

HAL Id: tel-00358297

<https://theses.hal.science/tel-00358297>

Submitted on 3 Feb 2009

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



U.M.R. 6012 "Espace" du C.N.R.S.
Equipe "Gestion et Valorisation de l'Environnement"



Thèse de doctorat présentée par Nicolas MARTIN

Discipline : Géographie
Spécialité : Climatologie

LA POLLUTION PAR L'OZONE ET LA CLIMATOLOGIE DANS UN ESPACE MEDITERRANEEN : LES ALPES-MARITIMES

Soutenue à Nice, le 8 décembre 2008, devant le jury composé de :

Gérard BELTRANDO	Professeur, Université de Paris	Rapporteur
Pierre CARREGA	Professeur, Université de Nice	Directeur de thèse
Michel ERPICUM	Professeur, Université de Liège	Examineur
Pierre-Charles MARIA	Professeur, Université de Nice	Examineur
Yves RICHARD	Professeur, Université de Bourgogne	Rapporteur



REMERCIEMENTS

L'élaboration de cette thèse de doctorat s'est effectuée sous la direction de Pierre Carrega que je remercie pour son aide et ses conseils éclairés qui m'ont toujours fait rebondir dans les moments de doutes sur le plan scientifique. Je tiens particulièrement à souligner la qualité remarquable de l'encadrement dont j'ai bénéficié à tout point de vue durant ces trois années.

J'adresse mes sincères remerciements à Gérard Beltrando, Yves Richard, Michel Erpicum, et Pierre-Charles Maria pour avoir accepté de participer à mon jury de thèse et pour s'être intéressés à ce travail.

Je remercie aussi l'ensemble de l'équipe de recherche de l'UMR 6012 Espace de l'Université de Nice-Sophia Antipolis, et plus particulièrement la directrice du laboratoire Christine Voiron qui m'a beaucoup soutenu depuis le début de mon engagement sur la voie de la recherche, et qui m'a notamment permis de bénéficier d'une allocation de recherche ministérielle pour réaliser mon travail de thèse dans les meilleures conditions possibles. Je souhaite également exprimer ma sincère gratitude à Christophe Yohia, ingénieur d'étude du laboratoire et spécialiste de la modélisation déterministe en météorologie ; son aide et ses très grandes compétences scientifiques et techniques m'ont été d'un grand secours. Je n'oublie pas d'exprimer ma reconnaissance à Jean Morschel, jeune maître de conférence au laboratoire, et véritable guide au cours de mon doctorat.

La réalisation de cette thèse a bénéficié d'un soutien financier de la part de la Mairie de Nice et de la part du Conseil Général des Alpes-Maritimes afin d'acquérir des appareils de mesures innovants pour la pollution par l'ozone. Je remercie sincèrement ces institutions, et particulièrement Agnès Rampal, présidente du Comité Consultatif Jean Lépine.

J'exprime par ailleurs ma reconnaissance à l'association agréée à la surveillance de la qualité de l'air AtmoPACA, présidée par Pierre Charles Maria, qui mesure les niveaux de pollution de l'air dans la région depuis près de 20 ans et dont les bases de données servent en partie de support aux conclusions et aux hypothèses avancées dans ce travail de recherche. Je souhaite remercier chaleureusement l'ensemble du personnel de cette association avec lequel les échanges ont été nombreux et toujours constructifs, et plus particulièrement Sophie Teton, Pierre Laborde, Christophe Cottreau, Michel Géraud et Alexandre Armengaud.

De plus je remercie le département de l'Équipement de l'Environnement et de l'Urbanisme de la Principauté de Monaco et son directeur Cyril Gomez, pour avoir mis à ma disposition des données concernant la pollution par l'ozone sur le territoire monégasque ; j'exprime ma gratitude à Claude Marmenteau, chef de section, qui a été mon principal interlocuteur.

En outre je remercie la Direction Générale de l'Aviation Civile de l'aéroport de Nice Côte d'Azur et particulièrement Guy François et Jaime Ortega pour m'avoir autorisé à instrumenter le sommet du mont Chauve afin de mieux percevoir la pollution par l'ozone dans la périphérie immédiate de Nice. J'exprime également ma reconnaissance à Régis Guérin, véritable amoureux du site, qui a veillé sur l'analyseur d'ozone et sur la station météorologique.

Enfin je remercie ma famille du fond du cœur pour m'avoir toujours encouragé dans ma passion pour la climatologie et pour avoir fait en sorte que cette passion devienne mon métier.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE.....	1
<u>CHAPITRE I : L'OZONE TROPOSPHERIQUE, SA MESURE ET SA VARIABILITE SPATIALE ET TEMPORELLE.....</u>	4
I.1 – L'OZONE TROPOSPHERIQUE.....	5
I.1.1 – Les polluants atmosphériques primaires.....	5
I.1.2 – Production et destruction de l'ozone.	7
I.1.3 – Niveau de fond en ozone troposphérique.	10
I.2 – LA MESURE DE L'OZONE TROPOSPHERIQUE.	13
I.2.1 – Mesure d'ozone par photométrie.	13
I.2.2 – Mesure d'ozone par télédétection.	16
I.3 – LA VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE DE L'OZONE.....	17
I.3.1 – L'influence des conditions météorologiques sur l'ozone.	18
I.3.2 – La variabilité spatiale de l'ozone : influence du site de mesure.....	20
I.3.3 – Les rythmes temporels de l'ozone troposphérique.....	22
<u>CHAPITRE II : L'OZONE TROPOSPHERIQUE DANS LES ALPES-MARITIMES.....</u>	25
II.1 – DISPOSITIF DE SURVEILLANCE DE L'OZONE DANS LES ALPES-MARITIMES.....	25
II.1.1 – Le réseau de mesure de l'ozone.....	25
II.1.2 – Les sites de col ou de vallon d'altitude.	26
II.1.3 – Les sites de versant.	27
II.1.4 – Les sites de plaine ou de fond de vallée.....	28
II.2 – CRITIQUE DES DONNEES.	30
II.2.1 – Loi de distribution statistique des concentrations d'ozone.....	30
II.2.2 – Comblement des lacunes.	31
II.2.3 – Détection des anomalies.	32
II.3 – VARIABILITE INTRA-JOURNALIERE DE L'OZONE.....	34
II.3.1 – Régime diurne d'ozone en altitude.	34
II.3.2 – Régime diurne d'ozone sur les versants.	36
II.3.3 – Régime diurne d'ozone en plaine.	41
II.4 – VARIABILITE SPATIALE DE L'OZONE.....	46
II.4.1 – Disparités spatiales de l'ozone dans les Alpes-Maritimes.....	46
II.4.2 – Niveau d'équilibre diurne d'ozone.	48
II.4.3 – Répartition spatiale et temporelle des concentrations maximales d'ozone.....	49
II.5 – EVOLUTION HEBDOMADAIRE DE L'OZONE.....	50
II.5.1 – L'effet week-end.	50
II.5.2 – Variabilité hebdomadaire du dioxyde d'azote.	51
II.5.3 – Variabilité hebdomadaire de l'ozone.	53
II.6 – LIENS ENTRE LES STATIONS DU RESEAU DE SURVEILLANCE DE L'OZONE.	54
II.6.1 – Corrélations entre les moyennes horaires sur 24 heures.....	54
II.6.2 – Corrélations entre les moyennes horaires de 7 à 22 heures.....	55
II.6.3 – Corrélations entre les moyennes horaires de 23 à 6 heures.....	55

II.6.4 – Corrélations entre les maximums horaires journaliers.....	56
II.7 – TYPOLOGIE DES SITES DE MESURE D'OZONE.....	57
II.7.1 – Classification des stations d'ozone à partir des moyennes horaires de 7h à 22h et de 23h à 6h.....	57
II.7.2 – Classification des stations d'ozone à partir des moyennes horaires sur 24 heures et des maximums horaires journaliers.....	58
CHAPITRE III : NIVEAU DE FOND EN OZONE TROPOSPHERIQUE DANS LES ALPES-MARITIMES.....	60
III.1 – EVOLUTION DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE.....	61
III.1.1 – L'évolution temporelle du dioxyde d'azote.....	61
III.1.2 – L'évolution temporelle de l'ozone.....	63
III.2 – NIVEAUX DE FOND EN OZONE A L'ADRECHAS.....	65
III.2.1 – Distinction entre mois légaux et mois solaires.....	65
III.2.2 – Evolution des niveaux de fond en ozone de 2000 à 2008 à l'Adréchas.....	66
CHAPITRE IV : LES TYPES DE CIRCULATION ATMOSPHERIQUE ET LA POLLUTION PAR L'OZONE DANS LES ALPES-MARITIMES.....	70
IV.1 – BASE DE DONNEES ET METHODOLOGIE.....	70
IV.1.1 – Données de réanalyses du NCEP.....	71
IV.1.2 – Données d'ozone d'AtmoPaca.....	72
IV.1.3 – Relations entre les champs atmosphériques réanalysés et l'ozone.....	72
IV.1.4 – Méthodologie suivie : les statistiques exploratoires.....	74
IV.2 – LES TYPES DE CIRCULATION DE LA POLLUTION PAR L'OZONE.....	76
IV.2.1 – Classification des maximums horaires d'ozone de 2002 à 2004.....	76
IV.2.2 – Classification des réanalyses de 2002 à 2004.....	78
IV.2.3 – Concordance entre la classification des concentrations d'ozone et la classification de la circulation atmosphérique.....	84
IV.3 – VALIDATION DES TYPES DE CIRCULATION.....	87
CHAPITRE V : MESURES D'OZONE A ECHELLES SPATIALE ET TEMPORELLE FINES.....	90
V.1 – LES MOYENS DE MESURE : DES ANALYSEURS D'OZONE PORTABLES.....	91
V.1.1 – Un outil innovant : l'analyseur d'ozone portable.....	91
V.1.2 – Evaluation de la sensibilité et de la fiabilité des analyseurs portables.....	92
V.2 – LA VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE FINE DE L'OZONE.....	96
V.2.1 – Inertie temporelle des moyennes horaires d'ozone.....	96
V.2.2 – Variabilité spatiale de l'ozone à fine échelle.....	99
V.3 – INCIDENCE SUR L'OZONE DES FACTEURS A MICRO-ECHELLE.....	102
V.3.1 – Influence de la hauteur de mesure sur les concentrations d'ozone.....	102
V.3.2 – Influence des parois sur les concentrations d'ozone.....	103
V.3.3 – Comportement de l'ozone dans les habitations.....	104
V.3.4 – Interférents sur la mesure d'ozone à micro-échelle.....	105
V.4 – MESURES ITINERANTES D'OZONE.....	106

V.4.1 – Impact de la dynamique de la couche limite atmosphérique sur la pollution par l’ozone en milieu littoral montagneux.....	106
V.4.2 – Campagnes de mesures d’ozone à méso-échelle.....	109
CHAPITRE VI : VARIABILITE SPATIALE DE L’OZONE EN MILIEU URBAIN ET PERIURBAIN.....	127
VI.1 – CONTEXTE METEOROLOGIQUE ET PHASE PREPARATOIRE DES MESURES ITINERANTES D’AVRIL A SEPTEMBRE 2007 A NICE.....	128
VI.1.1 – Conditions météorologiques d’avril à septembre 2007 à Nice.....	128
VI.1.2 – Régime de vent à méso-échelle en mer et sur le littoral des Alpes-Maritimes.....	129
VI.1.3 – Mesures d’ozone préliminaires en milieu urbain et périurbain.....	135
VI.2 – MESURES ET SPATIALISATION DE L’OZONE EN MILIEU URBAIN ET PERIURBAIN.....	138
VI.2.1 – Sélection des jours de mesures.....	138
VI.2.2 – Aspects généraux de la pollution par l’ozone à fine échelle à Nice.....	139
VI.2.3 – Propriétés du vent et disparités littoral intérieur.....	141
VI.3 – LES DIFERENTES CONFIGURATIONS SPATIALES DE L’OZONE A NICE.....	147
VI.3.1 – Aspects généraux des résultats.....	147
VI.3.2 – Opposition littoral/intérieur des concentrations d’ozone.....	148
VI.3.3 – Titration de l’ozone par de fortes émissions de polluants primaires.....	150
CHAPITRE VII : SIMULATIONS NUMERIQUES DES TYPES DE TEMPS ET DE L’OZONE.....	157
VII.1 – MODELISATION DETERMINISTE DES TYPES DE TEMPS.....	157
VII.1.1 – Le modèle RAMS.....	158
VII.1.2 – Construction des types de temps liés à l’ozone.....	162
VII.1.3 – Les types de temps liés à la pollution par l’ozone dans les Alpes-Maritimes.....	168
VII.1.4 – Circulation atmosphérique et type de temps.....	175
VII.2 – IMPACT DES CONDITIONS METEOROLOGIQUES LOCALES SUR LA VARIABILITE SPATIALE DE L’OZONE.....	178
VII.2.1 – Relations spatiales entre les variables météorologiques et l’ozone.....	178
VII.2.2 – Variabilités spatiales moyennes des conditions météorologiques locales et de l’ozone.....	180
VII.2.3 – Conditions météorologiques lors des oppositions littoral/intérieur.....	182
VII.3 – PRECISION DES MODELISATIONS DETERMINISTES DE L’OZONE DANS LES ALPES-MARITIMES.....	184
VII.3.1 – Les outils de prévisions d’ozone en Europe, en France et en PACA.....	184
VII.3.2 – Validation des prévisions déterministes d’ozone sur Nice et ses alentours.....	187
VII.3.3 – Comparaison des mesures d’ozone à méso-échelle avec les prévisions d’ozone de la plateforme AIRES.....	191
CHAPITRE VIII : LES ALPES-MARITIMES SONT-ELLES MAITRESSES DE LEURS NIVEAUX DE POLLUTION PAR L’OZONE ?.....	195
VIII.1 – LOCALISATIONS DES SOURCES DE POLLUANTS PRIMAIRES DANS LES ALPES-MARITIMES.....	195

VIII.1.1 – Frange littorale urbanisée des Alpes-Maritimes.....	195
VIII.1.2 – Les origines géographiques des polluants primaires.....	196
VIII.2 – POLLUTION PAR L’OZONE A MONACO.....	198
VIII.2.1 – Dispositif de surveillance de l’ozone dans la Principauté.....	198
VIII.2.2 – Comportements moyens de l’ozone à Monaco.....	199
VIII.3 – EVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS D’OZONE PENDANT UN EPISODE PHOTOCHEMIQUE.....	205
VIII.3.1 – Première vague d’ozone en 2008 du 20 juin au 29 juin.....	206
VIII.3.2 – Impact de la persistance d’un anticyclone sur la pollution par l’ozone dans les Alpes-Maritimes.....	209
CONCLUSION GENERALE.....	213
Bibliographie.....	216
Tableaux.....	229
Figures.....	231
Annexes.....	240
Liste des Acronymes.....	281

RESUME

L'ozone troposphérique, polluant secondaire affectant la santé des êtres vivants, concerne particulièrement le département des Alpes-Maritimes au cours de la saison photochimique. Espace littoral montagneux, ce territoire est largement dominé durant l'été notamment par des conditions anticycloniques permettant aux brises thermiques de s'exprimer. Ce régime de vent est au cœur de la problématique de la pollution par l'ozone puisqu'il entraîne fréquemment une accumulation des polluants primaires et secondaires au fil des jours au sein de la même masse d'air. Bien qu'étant un département faiblement industrialisé, les Alpes-Maritimes sont victimes d'un fort ensoleillement qui permet aux polluants primaires, émis majoritairement par le trafic routier près du littoral et par la végétation dans l'arrière-pays, de produire de l'ozone.

A travers les données de pollution issues du réseau de surveillance de la qualité de l'air d'AtmoPACA ainsi qu'à partir de très nombreuses mesures de terrain, l'objectif est de mieux appréhender les relations entre la variabilité spatiale et temporelle de l'ozone et celle des conditions météorologiques à différentes échelles. Après avoir détaillé l'historique des mesures d'ozone et de dioxyde d'azote disponibles dans le département, une première approche à macro-échelle est menée entre les réanalyses du NCEP et les niveaux de pollution par l'ozone dans neuf stations de mesures des Alpes-Maritimes. Ce premier niveau d'analyse permet de définir les configurations météorologiques générales caractérisant un épisode de pollution par l'ozone. La présence d'une dorsale anticyclonique sur l'Europe de l'ouest, associée à de faibles vitesses de vent, de faibles taux d'humidité relative en surface et d'une faible vorticité relative, provoque une  gradation de la qualité de l'air dans le département.

Un second niveau d'analyse est alors abordé : il s'agit de préciser à méso-échelle et à micro-échelle les conditions météorologiques propices à de fortes concentrations d'ozone. Pour cela des campagnes de mesures itinérantes d'ozone sont effectuées dans l'ensemble du département ; une importante base de données est constituée sur la commune de Nice et dans ses alentours. Le recours au modèle météorologique RAMS permet alors de mieux comprendre la variabilité spatiale et temporelle de l'ozone induite par les conditions climatiques locales. Les variables météorologiques les plus corrélées aux concentrations d'ozone sont la vitesse du vent en surface, l'énergie cinétique turbulente, la hauteur de la couche limite atmosphérique et l'humidité relative. Tout indique que moins le volume d'air dans lequel les polluants primaires sont émis est important, et moins l'intensité du brassage de l'air est forte, alors plus les concentrations d'ozone sont élevées. Il semblerait également que ces conditions locales du temps aient plus d'influence sur les niveaux de pollution par l'ozone que la configuration synoptique   macro-échelle. Bien qu'étant nécessaire, la présence d'un anticyclone sur l'Europe de l'ouest n'est pas suffisante pour expliquer le comportement de l'ozone localement dans les Alpes-Maritimes.

Parallèlement à ces différentes approches, les origines spatiales de la pollution photochimique affectant cet espace littoral montagneux sont recherchées. L'advection d'importantes quantités d'ozone par la brise de mer en journée indique que ce polluant s'accumule au dessus de la mer ; excepté ce phénomène d'accumulation induit par des aller-retour de la masse d'air guidée par l'alternance entre la brise de mer et la brise de terre, l'origine des fortes concentrations d'ozone au dessus de la mer n'est pas clairement comprise. Il semblerait qu'un schéma de recirculation des masses d'air en trois dimensions permette la création d'un empilement de couches stratifiées sur la mer.

ABSTRACT

The tropospheric ozone, secondary pollutant affecting the health of the human beings, concerns particularly the department of the Alpes-Maritimes during the photochemical season. Mountainous littoral space, this territory is widely dominated during summer notably by anticyclonic conditions allowing the thermal breezes to express themselves. This regime of wind is in the center of the problem of the ozone pollution because it pulls frequently an accumulation of primary and secondary pollutants in the course of days within the same air mass. Although being a weakly industrialized department, the Alpes-Maritimes are victims of a strong period of sunshine which allows primary pollutants emitted mainly by the road traffic to produce some ozone.

Through the data of pollution stemming from the network of surveillance of the air quality AtmoPACA as well as from very numerous measures of ground, the objective is to understand better the relations between the spatial and temporal variability of the ozone and that of the weather conditions to various scales. Having detailed the history of the available ozone and nitrogen dioxide measures in the department, the first approach in macro-scale is led between the NCEP reanalysis and the ozone pollution levels in nine measures stations of the Alpes-Maritimes. This first level of analysis allows defining the general meteorological configurations characterizing an episode of pollution by the ozone. The presence of an anticyclonic ridge on the Western Europe associated with weak speeds of wind, weak rates of relative humidity and a weak relative vorticity, provoke a degradation of the air quality in the department.

A second analysis level is then approached: it is a question of clarifying in meso-scale and in micro-scale the weather conditions convenient to strong ozone concentrations. For it, itinerant ozone measures campaigns are made in the whole of the department; an important data base is established on Nice and in its surroundings. The appeal to the meteorological model RAMS allows then to understand better the spatial and temporal ozone variability led by the local climatic conditions. The meteorological variables the most correlated to the ozone concentrations are the wind speed, the turbulent kinetic energy, the planetary boundary layer height and the relative humidity. Everything indicates that less the volume of air in which primary pollutants are emitted is important, and less the air admixture intensity is strong, then more the ozone concentrations are raised. It would also seem that this local weather conditions have more influence on the ozone pollution levels than the macro-scale weather configurations. Although being necessary, presence of the anticyclone on the Western Europe is not sufficient to explain local ozone behaviour in the Alpes-Maritimes.

At the same time as these various approaches, the spatial previous history of the photochemical pollution affecting this mountainous littoral space are looked for. The advection of important ozone quantities by the sea breeze during day, indicates that this pollutant accumulates above the sea; except the phenomenon of round trip of the air mass guided by the alternation between the sea breeze and the land breeze, the origin of the strong ozone concentrations above the sea is not clearly included. It would seem that a plan of recirculation of the air masses in three dimensions allows the creation of a pile of layers stratified on the sea.

INTRODUCTION GENERALE

Mondialement connu depuis le "trou" dans la couche d'ozone constaté à haute altitude dans la stratosphère au dessus de l'Antarctique, l'ozone fait également parler de lui dans d'autres régions de la planète au sein de la basse troposphère. Si dans le premier cas il est nécessaire au développement et au maintien de la vie sur terre, ce gaz est considéré comme un polluant atmosphérique lorsqu'il est respiré par les organismes vivants. Etant un puissant oxydant, ce gaz est un poison protoplasmique qui altère à court terme les fonctions cellulaires au niveau des muqueuses oculaires et pulmonaires provoquant une irritation des yeux et des voies aériennes supérieures, entraînant la toux et des maux de tête ; à plus long terme l'ozone pourrait induire de plus importantes conséquences sur la santé notamment sur le plan cardio-vasculaire. De plus ses méfaits sur le monde végétal sont également sensibles ; l'impact de ce photo-oxydant sur les plants de tabac constitue même une méthode de détection de l'ozone à partir de l'importance des taches couleur crème ou marron qui se développent sur les feuilles.

Naturellement présent dans la troposphère, l'ozone est un polluant secondaire qui nécessite la présence de gaz précurseurs, tels que les oxydes d'azote et les composés organiques volatils anthropiques ou biogéniques pour être produit en excès ; sous l'impulsion d'un rayonnement ultraviolet intense, et dans des conditions météorologiques particulières, ces polluants primaires forment de l'ozone selon une chaîne très complexe de réactions photochimiques. Ainsi l'ozone se concentre autour des grandes aires urbaines ou industrielles lorsque la hauteur du soleil au dessus de l'horizon est suffisante pour induire un rayonnement ultraviolet important, mais il peut aussi être advecté loin de ces espaces sous un régime de brises thermiques ou sous l'influence d'un flux synoptique assez vigoureux pour transporter l'ozone mais pas suffisamment puissant pour le disperser. Aux latitudes tempérées de l'hémisphère nord la saison dite photochimique se déroule d'avril à septembre. Toutefois il n'est pas exclu d'observer des épisodes de pollution par l'ozone en octobre où, en dépit d'un rayonnement ultraviolet moins intense, et par inertie du système climatique, les conditions météorologiques générales et locales sont parfois favorables à une production et à une accumulation d'ozone.

Depuis plus d'un siècle, l'augmentation des rejets de polluants atmosphériques liée à la forte croissance économique mondiale et à l'utilisation généralisée des énergies fossiles dans tous les secteurs d'activités, a entraîné une hausse du niveau de fond de l'ozone dans l'atmosphère ; or ce gaz est au même titre que le dioxyde de carbone, le méthane et la vapeur d'eau, un gaz à effet de serre. En effet ses propriétés spectrales, en plus d'absorber le rayonnement solaire dans le domaine de longueur d'onde compris entre 240 nm et 320 nm (UV-B et UV-C), bloquent également une partie du rayonnement terrestre autour de 9,6 μm . Le forçage radiatif de l'ozone est 1200 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone à masse égale. Son rôle dans l'effet de serre n'est donc pas négligeable. L'augmentation des concentrations d'ozone intègre ainsi la problématique du réchauffement climatique. Par ailleurs en supposant que les modélisations climatiques futures se réalisent, la hausse généralisée des températures pourrait induire une production d'ozone plus importante, puisque cette variable météorologique est un des catalyseurs des réactions photochimiques ; une rétroaction positive éloignerait alors le système de son équilibre en favorisant une production d'ozone toujours plus forte, qui entrainerait une amplification de l'effet de serre à l'origine de la hausse des températures...

Le projet de cette thèse, en tant que géographe climatologue, est de mieux caractériser la variabilité spatiale et temporelle de l'ozone troposphérique induite par les conditions météorologiques, en particulier aux échelles fines. Une multitude de facteurs agit sur les concentrations d'ozone à des échelles spatiales et temporelles diverses. Depuis le début de l'ère industrielle, la hausse des émissions des précurseurs de l'ozone par les activités humaines est à l'origine de l'augmentation progressive du niveau de fond de ce polluant dans l'hémisphère nord et d'une hausse moindre dans l'hémisphère sud plus océanique. Parallèlement à cette échelle de temps longue et à cette échelle spatiale globale, l'ozone connaît des cycles annuel et diurne au cours desquels ses configurations spatiales sont multiples en fonction notamment de la circulation atmosphérique et des conditions météorologiques locales. Enfin ce polluant est un composé chimique très instable, ce qui lui confère parfois un caractère éphémère dans le temps et dans l'espace. Cet emboîtement d'échelles d'analyse rend la compréhension du système « ozone » très délicate en dépit des différentes approches employées ; il est notamment assez complexe de définir l'échelle spatiale la plus adaptée à la caractérisation de la variabilité de l'ozone. Cependant ce travail privilégie l'étude du comportement de ce polluant secondaire à méso-échelle et à micro-échelle puisque ces niveaux d'analyse permettent de mesurer concrètement l'exposition de l'homme en fonction des milieux ; en outre l'influence régionale et locale des facteurs météorologiques sur l'ozone a rarement été étudiée, alors qu'elle paraît régir l'expression de ce polluant tout autant sinon plus que la circulation atmosphérique à macro-échelle.

L'originalité de ce projet consiste ainsi à concentrer les recherches, à l'aide de moyens innovants et adaptés, sur le comportement spatial et temporel de l'ozone aux échelles les plus adéquates afin de quantifier l'exposition des être vivants : quels sont les espaces les plus affectés par cette pollution et sous quelles conditions météorologiques ? Ces espaces sont-ils très fréquentés par l'homme ? Est-ce que le réseau de surveillance de la pollution de l'air implanté à proximité des lieux de vie est-il suffisant pour évaluer le plus justement possible l'exposition de chacun ? L'évaluation de données continues dans l'espace sur la pollution par l'ozone en milieu urbain et périurbain, au contact des polluants primaires à l'origine de sa formation, permettra de mieux percevoir l'extrême variabilité spatiale de ce polluant secondaire dans ces espaces habités.

Les démarches et les méthodes suivies pour réaliser cette thèse sont aussi bien inductives que déductives, même si une légère prédominance est accordée à l'observation des phénomènes ainsi qu'aux traitements statistiques des données récoltées sur le terrain. La base de tout travail scientifique est l'expérience et le vécu du phénomène étudié ; cette étape de « terrain » ne peut être remplacée par des lois déjà prédéfinies et dont l'usage n'apporterait finalement rien d'innovant au travail de recherche mené. Ainsi de très nombreuses campagnes de mesures ont été effectuées de 2006 à 2008 en ayant recours à des analyseurs d'ozone miniaturisés favorisant le déplacement dans l'espace. L'observation du phénomène jour après jour a permis d'apprécier l'influence de certains facteurs sur les concentrations d'ozone à une échelle spatiale très fine ; l'impact de ces facteurs, encore difficilement quantifiable, n'était que soupçonné avant les mesures terrain qui ont ainsi favorisé la mise en évidence, par l'observation, de mécanismes régissant le comportement de l'ozone à des échelles spatiale et temporelle fines. Enfin l'utilisation de modèles déterministes chimique et/ou météorologique procure également une somme d'informations qui ne peuvent être appréhendées autrement ; le recoupement de ces données, issues de simulations numériques, avec les données observées et enregistrées sur le terrain permet alors d'étayer ou non les hypothèses formulées à la suite des campagnes de mesures.

Cette thèse s'articulera ainsi en huit chapitres :

- Les deux premiers s'attacheront à décrire l'ozone dans sa globalité mais également au sein du département des Alpes-Maritimes, espace littoral montagneux méditerranéen, servant de champ d'application expérimentale à cette recherche. Les conclusions qui en découleront ne seront donc pas seulement valables dans l'extrême sud-est de la France, mais dans tout espace juxtaposant mer et topographie accidentée influencé par un climat de type méditerranéen. Le troisième chapitre portant sur le niveau de fond d'ozone tentera de préciser cette notion souvent floue et de quantifier les valeurs des différents niveaux de fond définissables.

- Du quatrième au septième chapitre les relations entre l'ozone et les conditions météorologiques au sens large seront abordées en effectuant un zoom de l'échelle continentale à l'échelle locale. L'influence de la circulation atmosphérique, élaborée à partir des réanalyses du NCEP, sur les concentrations d'ozone mesurées dans le réseau de suivi d'AtmoPACA installé dans les Alpes-Maritimes sera détaillée pour aboutir à des types de circulation propices ou non à des épisodes de pollution photochimique. La variabilité spatiale de l'ozone à méso-échelle est ensuite définie par l'intermédiaire de mesures itinérantes menées à travers le département. Puis un intense travail de terrain centré sur la commune de Nice et ses alentours durant la saison 2007 précisera les comportements de l'ozone en fonction des types d'espace urbains et périurbains. Enfin le modèle météorologique RAMS (Regional Atmospheric Modelling System), appliqué à la même aire métropolitaine, permet de croiser l'importante base de données définissant la variabilité spatiale de l'ozone sur Nice, avec les conditions météorologiques locales pour aboutir à la construction de types de temps relatifs à la pollution par l'ozone. De plus la plateforme AIRES, procurant des prévisions déterministes pour les jours à venir sur l'état de la qualité de l'air dans la région PACA et plus finement dans les Alpes-Maritimes, sera évaluée en croisant ses sorties numériques aux données récoltées sur le terrain entre 2006 et 2008.

- Le dernier chapitre fera le point sur les sources d'émissions de polluants primaires dans les Alpes-Maritimes afin d'identifier les origines spatiales probables des fortes concentrations d'ozone observées au cours des épisodes photochimiques. Leur identification permettrait de mieux agir au cours des situations de crise, car l'intérêt majeur de la recherche est finalement de faire progresser la connaissance d'un phénomène afin d'améliorer la qualité de vie des sociétés.

CHAPITRE I

L’OZONE TROPOSPHERIQUE, SA MESURE ET SA VARIABILITE SPATIALE ET TEMPORELLE

INTRODUCTION

L’ozone troposphérique se forme à partir de polluants primaires émis par les activités humaines mais également rejetés par la végétation sous l’impact du rayonnement solaire. Ce dernier est d’ailleurs à l’origine de la production d’ozone par le biais des ultraviolets. L’ozone est un gaz incolore et inodore pour les concentrations rencontrées au cours des épisodes photochimiques. Il est extrêmement instable et subit une multitude de transformations dans les basses couches de l’atmosphère chargées en polluants. En progressant verticalement dans la troposphère, de moins en moins d’espèces chimiques viennent perturber l’ozone qui présente ainsi une plus longue durée de vie. En extrapolant ce raisonnement jusqu’à la stratosphère, la couche d’ozone est alors très stable. Depuis l’interdiction des substances chlorofluorocarbonées ou hydrochlorofluorcarbonées (CFC et HCFC) par le Protocole de Montréal en 1987, et même si le trou dans cette couche d’ozone est loin d’être résorbé, seules quelques perturbations telles que les vols supersoniques, les panaches de fumées induits par les éruptions volcaniques ou encore les champignons nucléaires peuvent affecter l’intégrité de ce bouclier nécessaire à la vie sur terre. Outre les réactions chimiques avec d’autres gaz, l’ozone se détruit aussi au contact de surfaces solides ou liquides par dépôt. L’intensité de la réaction dépend des propriétés physiques des surfaces en question. Enfin la concentration naturelle de fond de l’ozone dans la troposphère n’a cessé de progresser durant le XX^{ème} siècle et semble aujourd’hui encore augmenter en raison des forts rejets en polluants atmosphériques de l’Asie.

La mesure de l’ozone troposphérique est établie par photométrie. Le protocole de mesure suivi par l’ensemble des réseaux de surveillance de qualité de l’air à travers le monde est le même afin de permettre les comparaisons. Toutefois ce mode de mesure qui reste technologiquement pointu n’est pas infaillible. Deux types d’erreurs sont possibles. D’une part il existe des interférents sur la mesure de l’ozone par photométrie, et d’autre part le matériel de mesure nécessite un entretien très régulier et peut malgré tout s’altérer et induire une dérive de la mesure. Par ailleurs l’ozone est également observable par lidar ou par satellite, mais le recours à ces méthodes de mesures est beaucoup plus ponctuel de par les ressources économiques nécessaires. Ces deux autres moyens de mesures correspondent à des objectifs de recherche différents notamment en terme d’échelles spatiales.

L’ozone connaît des rythmes dans le temps et dans l’espace et ceci à différentes échelles. Le système climatique dans son ensemble exerce une forte pression sur la variabilité de l’ozone dans ces deux dimensions. La saison dite photochimique s’établit d’avril à septembre dans l’hémisphère nord. En dehors de cette période la hauteur du soleil sur l’horizon engendre une trop forte perte d’intensité du rayonnement ultraviolet pour produire de l’ozone. Par ailleurs à l’échelle d’une journée la dynamique de la couche limite atmosphérique dicte l’évolution des concentrations horaires d’ozone. Enfin la situation météorologique et les caractéristiques topographiques sont favorables ou non à la dispersion des polluants primaires émis et par conséquent sont favorables ou non à de faibles teneurs en ozone.

1.1 – L’OZONE TROPOSPHERIQUE.

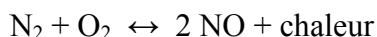
L’ozone (O₃) est composé de 3 atomes d’oxygène. Il est considéré comme toxique pour les êtres vivants étant un oxydant puissant. Il se forme sous l’influence de rayonnements ultraviolets en présence d’oxydes d’azote (NO_x) et surtout si des composés organiques volatils (COVs) s’ajoutent à la composition de l’air. D’autres gaz comme le monoxyde de carbone (CO) et le méthane (CH₄) permettent aussi la création d’ozone. L’ensemble de ces polluants primaires ont été émis en quantités croissantes durant le siècle dernier et même si à l’heure actuelle les politiques environnementales tentent de diminuer les rejets il semblerait que le continent asiatique remette en cause cette volonté. Ainsi le niveau de fond en ozone augmente de manière lente mais continue.

1.1.1 – Les polluants atmosphériques primaires.

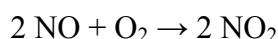
1.1.1.1 – Les oxydes d’azote.

Les NO_x sont considérés comme un des problèmes majeurs de la pollution atmosphérique. Ils proviennent de sources variées aussi bien naturelles (25%) qu’artificielles (75%). La combustion des combustibles fossiles libère des NO_x. Les transports, les centrales électriques et l’industrie sont donc de grands producteurs. La part naturelle de NO_x provient de la combustion de la biomasse, de l’activité électrique orageuse et de l’activité microbienne dans les sols. Les émissions se localisent dans l’hémisphère nord (sources anthropiques) et dans les régions tropicales (brûlage de la biomasse). La durée de vie des NO_x est courte : de 6 heures dans la couche limite atmosphérique à 10 jours au niveau de la tropopause. Ainsi leur répartition spatiale sur terre est très hétérogène et reflète généralement la localisation des zones d’émissions.

En milieu urbain les sources majeures de NO_x sont la circulation routière et le chauffage domestique. La combustion du pétrole ou du gaz induit de très hautes températures nécessaires aux réactions de formation de monoxyde d’azote (NO). C’est un gaz incolore, toxique et incombustible. Le diazote (N₂) et le dioxygène (O₂) de l’air forment du NO lors de la combustion :



Cette réaction est réversible si la température baisse mais si cette baisse est trop rapide le NO n’est pas détruit. Or à la sortie des pots d’échappement des véhicules à moteur la température chute brusquement. Le trafic routier est donc la source majeure de NO en zone urbaine. Le dioxyde d’azote (NO₂) est de couleur rouge-brun. Il est toxique et particulièrement odorant. L’oxydation lente du NO émis par les foyers fixes ou mobiles de combustion donne des molécules de NO₂ :



Cette réaction a lieu à la sortie des cheminées et des pots d’échappement lorsque la concentration du NO est forte. Un autre type de réaction chimique permet de former du NO₂ ; il s’agit de processus photochimiques abordés plus loin dans ce chapitre.

1.1.1.2 - Les composés organiques volatils.

Les COVs regroupent les hydrocarbures (alcane, alcène, alcyne aromatiques) et les composés oxygénés (aldéhydes et cétones). Ce sont des produits à tension de vapeur suffisamment élevée, de l’ordre de 0,13 hPa, et à réactivité suffisante pour participer à des

réactions photochimiques. Le méthane (CH_4) est un COV qui se distingue des autres par ses caractéristiques. Le reste des COV est alors parfois nommé COV non méthaniques. Les rejets naturels sont cette fois bien supérieurs à ceux des activités liées à l’homme : seulement 10 % des COVs sont d’origine anthropique. Le COV le plus abondamment rejeté par le trafic routier est le benzène. Les centrales thermiques émettent de l’éthane, de l’éthylène et de l’acétylène. Parallèlement les émissions biogéniques sont assurées principalement par les résineux : l’isoprène et les terpènes voient leurs concentrations exploser en milieu rural. Les terpènes sont des composés de masse moléculaire double par rapport à l’isoprène. Plus de 15 terpènes différents sont rejetés dans l’air des forêts. Par exemple dans une forêt de pins des concentrations de l’ordre de 200 ppb (parties par milliard) de terpènes, voire 800 ppb lorsque les pins sont jeunes, peuvent être observées pendant de fortes chaleurs tandis que la concentration moyenne est de 70 ppb en temps normal. Par ailleurs ces terpènes sont des hydrocarbures saturés, ils participent ainsi davantage aux réactions chimiques atmosphériques que le CH_4 . La durée de vie des COVs naturels ou anthropiques est très variable en fonction de l’espèce considérée : de plusieurs heures à quelques mois. Leurs concentrations sont donc très hétérogènes dans l’espace. Ils s’éliminent essentiellement par oxydation.

1.1.1.3 – Le méthane.

Il provient de la décomposition bactérienne de la matière organique dans des conditions anaérobies ; à l’échelle de la planète les surfaces inondées et/ou inondables en rejettent 110 millions de tonnes par an (MT/an). Les ruminants en produisent à hauteur de 80 MT/an. Les décharges à ciel ouvert constituent aussi une source de CH_4 dont il est difficile d’estimer les quantités émises. Les mines de charbon dégagent 35 MT/an, les installations pétrolifères et gazières 45MT/an. Enfin la combustion de la biomasse rejette du CH_4 tout comme l’activité des termites avec 45MT/an. La part anthropique est estimée à environ 60% du total des émissions de CH_4 . La durée de vie de ce gaz est de 11 ans. Sa concentration à la surface de la planète est par conséquent homogène. La principale voie d’élimination du CH_4 dégagé chaque année est l’oxydation dans l’air (80%). Il peut aussi être transporté vers la stratosphère (8%) ou absorbé par le sol (5%) ; enfin les 7% restants s’accumulent dans la troposphère ce qui engendre une hausse annuelle de la concentration en CH_4 de 1%.

1.1.1.4 – le monoxyde de carbone.

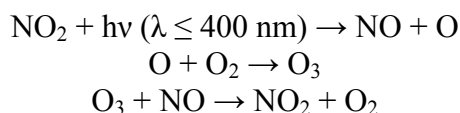
Le CO est créé par une combustion incomplète des matières organiques et des combustibles fossiles ainsi que de l’oxydation du CH_4 et des hydrocarbures présents dans l’air. Ce gaz est le résultat d’une mauvaise oxydation puisqu’un seul atome d’oxygène se fixe sur l’atome de carbone. Abondamment émis par les activités anthropiques (plus de 60% du total des émissions) le CO a été fortement réduit par le pot catalytique destiné aux moteurs essence (les moteurs diesels n’en produisent pas). Le CO est extrêmement toxique et provoque rapidement la mort. Il se fixe sur l’hémoglobine du sang, se substituant ainsi à l’ O_2 ; il est responsable d’une baisse de l’attention et d’une baisse du seuil de perception lumineuse. Depuis l’obligation du pot catalytique sur les moteurs essence, les émissions de CO sont en baisse. Il est éliminé par oxydation dans l’air à 88%, les 12% restants sont absorbés par le sol. La part naturelle d’émission de CO dans l’atmosphère est à attribuer aux éruptions volcaniques et aux feux de forêts en majorité. Sa durée de vie étant de 2 mois les concentrations de CO sont très hétérogènes dans l’espace.

1.1.2 – Production et destruction de l’ozone.

L’ozone est le produit de réactions photochimiques dans la troposphère qui résultent de l’oxydation du CO, du CH₄ et des COVs en présence de NO_x. Plusieurs mécanismes indépendants provoquent la destruction de l’ozone. D’une part ce polluant secondaire est piégé par le NO, d’autre part il réagit au contact des surfaces solides ou liquides pour former de l’O₂. L’ensemble des mécanismes présentés ci-dessous est une vulgarisation de la chimie de l’ozone afin que l’exposé soit le plus pédagogique possible, cette thèse n’étant pas une thèse de chimie de l’atmosphère.

1.1.2.1 - L’équilibre photochimique NO_x – O₃.

Les NO_x constituent la source la plus directe de production d’ozone. Il existe naturellement un équilibre entre le NO et le NO₂. Sous l’influence du rayonnement solaire (hν) de longueur d’onde inférieure à 400 nm, le NO₂ est photodissocié. L’atome d’oxygène ainsi libre réagit avec le dioxygène de l’air. L’ozone formé est immédiatement attaqué par le NO recréant le NO₂, cette réaction est la titration de l’ozone par le NO :



Il existe donc un équilibre dynamique entre les NO_x et l’ozone. Les concentrations de NO et de NO₂ ne sont pas modifiées et l’ozone n’est pas formé en surplus. Néanmoins en atmosphère polluée, d’autres corps chimiques permettent d’oxyder le NO en NO₂ sans consommer d’ozone ; l’équilibre est rompu et les concentrations d’ozone augmentent. Toutes sources de composés susceptibles de réagir plus vite avec le NO que ne le fait l’ozone contribuent à oxyder le NO en NO₂ sans piéger l’ozone et participe ainsi à la formation d’un smog photochimique (fig. 1.1). Or les polluants atmosphériques primaires tels que le CO, le CH₄ et les COVs réagissent plus rapidement avec le NO.

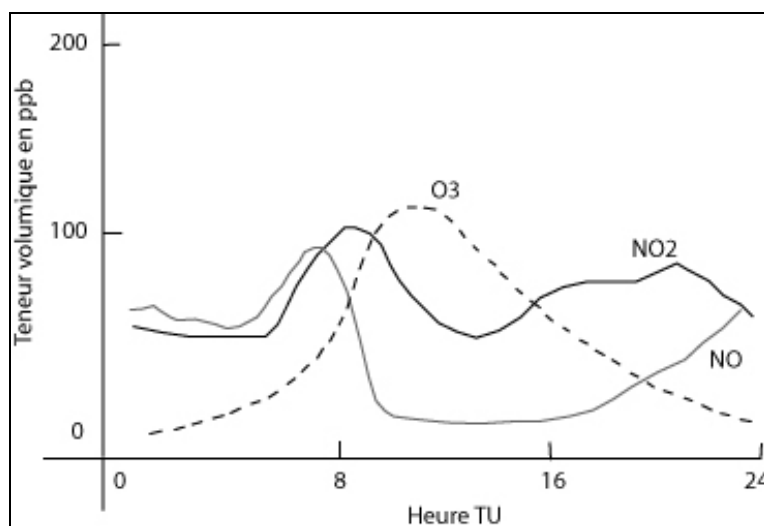


Figure 1.1 Cycle diurne type du NO, du NO₂ et de l’O₃ dans un smog photochimique (source : Chimie de l’environnement, 2001).

1.1.2.2 – L’oxydation du CH₄ et du CO en troposphère "naturelle".

Le terme de troposphère "naturelle" désigne des zones géographiques non affectées par la pollution atmosphérique d’origine anthropique (ou biogénique pour une grande partie des COVs). Les gaz susceptibles de proposer une autre voie d’oxydation du NO en NO₂ sont alors le CH₄ et le CO. Ces réactions se produisent lorsque le rapport des concentrations de NO et d’ozone est supérieur à 2.10^{-4} (équivalent à des teneurs en NO_x supérieures à 10-20 ppt). Cette valeur est un seuil déterminant quant à la production nette d’ozone. Les chaînes de réactions débutent par l’oxydation du CO et du CH₄ par le radical hydroxyle OH (agent nettoyant dans l’atmosphère). Les produits formés (hydroperoxyde HO₂ et méthylperoxyde CH₃O₂) oxydent alors le NO en NO₂ sans consommation d’ozone, tout en recréant des radicaux OH. Enfin le NO₂ produit est photodissocié permettant une production d’ozone. L’oxydation complète d’une molécule de CH₄ produit 3,7 molécules d’ozone. Quant à l’oxydation d’une molécule de CO elle ne forme qu’une seule molécule d’ozone.

Pour de faibles teneurs en NO_x, inférieures à 10-20 ppt, les chaînes d’oxydation du CO et du CH₄ conduisent à la destruction de l’ozone ; en effet les produits intermédiaires formés (HO₂ et CH₃O₂), ne trouvant pas de NO, réagissent avec l’ozone. Le bilan de l’oxydation complète du CO et du CH₄ en atmosphère pauvre en NO_x fait apparaître une perte nette de 1,7 molécule d’ozone par molécule de CH₄ oxydée.

1.1.2.3 – L’oxydation des COVs en troposphère polluée.

En plus des gaz précédemment cités, les COVs non méthaniques se rajoutent à la composition de l’air en milieu pollué. Ils ont des réactivités très variées et en général très supérieures à celle du CH₄. Ils sont bien souvent émis dans les mêmes espaces que les NO_x. A nouveau les COVs viennent perturber l’équilibre dynamique NO_x – O₃. Leur oxydation par le radical OH le jour, et le radical NO₃ la nuit, produit de l’hydroperoxyde HO₂ qui permet d’oxyder le NO en NO₂ sans consommer d’ozone. Toutefois dans les cas plus rares où les concentrations en NO_x seraient insuffisantes alors l’ozone pourrait être consommé par l’oxydation des COVs. Enfin certains composés tels que les alcènes ou les polyènes réagissent aussi vite avec l’ozone qu’avec le radical OH ; ces réactions d’ozonolyse détruisent l’ozone.

1.1.2.4 – La chimie de l’ozone gouvernée par les NO_x.

De tous les polluants primaires, les NO_x ont la plus forte prégnance sur les concentrations d’ozone. En fonction des niveaux atteints par les teneurs en oxydes d’azote, plusieurs milieux se distinguent :

- Une zone où la concentration relative de NO_x reste inférieure à quelques dizaines de ppt. L’oxydation des COVs, du CO et du CH₄ produit du HO₂ et du CH₃O₂ qui réagissent avec l’ozone. Cette zone constitue un puit d’ozone. Les régions concernées correspondent aux atmosphères les plus reculées observables sur la Terre.
- Une zone où la concentration relative des NO_x est comprise entre quelques dizaines de ppt et quelques ppb. L’oxydation des polluants primaires permet d’oxyder le NO en NO₂ sans consommer d’ozone qui s’accumule alors dans l’atmosphère. En milieu rural et forestier les sources naturelles de NO_x et de COVs biogéniques sont suffisantes pour produire de grandes quantités d’ozone "naturel". Toutefois, ces zones sont le plus souvent celles sous le vent de grandes métropoles urbaines où les polluants primaires réagissent au fil de leur advection avec les COVs biogéniques pour aboutir à des niveaux d’ozone très élevés. Enfin cette zone correspond majoritairement à la périphérie des grands centres urbains où dès que la forte pollution primaire de proximité chute, les concentrations d’ozone augmentent.

- Une zone où la concentration relative des NO_x est supérieure à quelques ppb. La concentration des radicaux OH décroît fortement car le NO_2 réagit alors avec OH. L’oxydation des COVs, du CO et du CH_4 ralentit, le NO est donc de nouveau oxydé en NO_2 en consommant de l’ozone. Les NO_x sont inhibiteurs de la production d’ozone. Les axes de circulation et les complexes industriels émettent de fortes concentrations de NO_x . Ainsi en fonction de l’exposition au vent ou sous le vent de ces sources, la concentration d’ozone varie fortement dans l’espace.

Le potentiel de formation d’ozone est directement lié à la distribution spatio-temporelle des NO_x . Celle-ci est fonction de la chimie et du transport des espèces azotées. Or les NO_x peuvent se transformer en espèces oxy-azotées (NO_y). La réaction étant réversible, les NO_x peuvent alors être régénérés loin des sources d’émission.

1.1.2.5 – Destruction de l’ozone par contact.

L’ozone réagit au contact d’une surface physique. Il s’agit d’une décomposition thermodynamique ($2\text{O}_3 \rightarrow 3\text{O}_2$) catalysée par les surfaces solides. Les vitesses de dépôt dépendent des propriétés physiques de la surface et de la vitesse d’apport de l’ozone au voisinage de la surface. Celle-ci est dépendante de la turbulence atmosphérique et croît quand la vitesse du vent augmente. La porosité du matériau et l’humidité de l’air sont deux facteurs primordiaux. Il semblerait que la relation avec l’humidité ne soit pas linéaire et que de manière générale, quelque soit le type de matériau (pierre calcaire, béton), la destruction de l’ozone soit maximale à 0% et 100% d’humidité relative et minimale à 50%. En outre plus la surface est poreuse et plus le dépôt est favorisé (Grøntoft, 2003). Enfin l’ozone réagit aussi avec les surfaces végétales. La vitesse de réaction dépend alors de l’activité métabolique ; la vitesse de fixation est plus grande de jour en période photosynthétique, du fait des échanges stomatiques.

Par ailleurs l’ozone réagit aussi avec la surface de la mer. Les vitesses de dépôt observées sont très variables selon les mers (Chang, 2003). La destruction de l’ozone sur la mer paraît être guidée par la même décomposition thermodynamique qu’au contact d’une surface solide. Ainsi plus la vitesse du vent est élevée, plus la rugosité de surface l’est aussi (houle) et plus les vitesses de dépôt sont grandes : celles-ci passent de 0,016 cm/s à 0,078 cm/s lorsque le vent augmente de 0 m/s à 20 m/s. Il semblerait donc que même pour une vitesse de vent nulle il y ait toujours une destruction d’ozone. Un processus chimique, faisant intervenir l’iode contenu dans l’eau de mer, serait couplé au processus physique et commanderait la destruction de l’ozone par vent faible ou nul. Les variations de vitesses de dépôt observées pourraient s’expliquer par la variabilité de la quantité d’iode entre les mers et les océans.

La masse volumique d’un gaz suit la loi de Mariotte ; elle est fonction de la pression de l’air, de la température et également de la masse molaire du gaz. Selon les conditions atmosphériques cette masse volumique est soumise à des variations. Par convention, les conditions normales correspondent à une température de 0°C et à une pression de 1000 hPa tandis que les conditions standard sont caractérisées par une température de 25°C et par une pression inchangée. Néanmoins dans un cas comme dans l’autre, la masse volumique de l’air est plus faible que la masse volumique de l’ozone. A 25°C, température plus vraisemblable aux latitudes tempérées de l’hémisphère nord d’avril à septembre, la masse volumique de l’ozone est de 1,962 kg/m³ et celle de l’air est de 1,184 kg/m³. Ainsi lorsque les conditions de brassage de l’air sont très faibles ou nulles, par gravité l’ozone aura tendance à se tasser près de la surface. De nuit, lorsque les basses couches de l’atmosphère sont très stables, l’ozone serait donc exposé au dépôt sec alors même que les vitesses d’apport de l’ozone au voisinage des surfaces sont plus faibles qu’en journée.

1.1.3 – Niveau de fond en ozone troposphérique.

Pourquoi s’intéresser au niveau de fond en ozone alors qu’aujourd’hui ce sont principalement les épisodes de smog photochimique qui alertent pour des raisons sanitaires ? Premièrement car il est probablement bien plus dangereux pour la santé d’être exposé à des valeurs moyennes sur plusieurs heures supérieures à 120-130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, valeurs influencées par le niveau de fond d’ozone, que de respirer de l’air contenant 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant deux heures et de manière ponctuelle au cours de l’été. Par ailleurs l’ozone est un gaz à effet de serre au même titre que la vapeur d’eau, le dioxyde de carbone et le méthane. Par conséquent toute augmentation de son niveau de fond dans l’atmosphère présente un enjeu certain pour le réchauffement climatique et l’avenir de la planète.

1.1.3.1 – Etudier le niveau de fond en ozone.

Le niveau de fond d’ozone fait référence à deux ensembles : une part naturelle et une part anthropique. En effet, ce gaz est présent naturellement dans la troposphère ; une partie provient de la stratosphère ; une autre part d’ozone naturel est issu de réactions entre le méthane, émis par les marais et les zones humides, et les oxydes d’azote, émis par les sols et les éclairs. Enfin ces mêmes oxydes d’azote naturels réagissent aussi avec les composés organiques volatils biogéniques émis par les forêts pour former de l’ozone. En ne considérant que cette part tout à fait naturelle de l’ozone troposphérique, sa concentration serait de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La part d’ozone d’origine humaine résulte du mélange de masses d’air pollué et non pollué ainsi que du transport longue distance de celles-ci. Cette part d’ozone est susceptible de varier de manière non négligeable en fonction du niveau d’émission des précurseurs résultant des activités humaines.

Observer et mesurer le niveau de fond de l’ozone dans la basse troposphère n’est pas chose aisée. L’ozone réagit avec de nombreux gaz et se transforme ; une des réactions la plus connue étant la réaction de titration avec le monoxyde d’azote. De plus il se détruit au contact du sol et des parois. Il est donc nécessaire de mesurer l’ozone dans un milieu le moins pollué possible et dégagé à la fois. Les sites privilégiés sont donc les sites d’altitude et les sites ruraux. En fonction des moyens mis à disposition pour l’étude de la concentration de fond de l’ozone il existe plusieurs techniques :

- Par l’analyse de rétro-trajectoires il est possible de déterminer la provenance d’une masse d’air et donc l’accumulation potentielle de polluants en son sein, au cours de son voyage, en fonction des zones survolées. Les masses d’air sont ainsi classées en deux catégories, une dite polluée et une autre dite non polluée (Pochanart et al., 2004).

- L’analyse de la trajectoire d’une masse d’air permet également de quantifier le temps de résidence de la masse d’air au dessus d’un continent et par là même l’accumulation de polluants : le niveau de fond d’ozone de l’Europe est celui mesuré dans des masses d’air ne stationnant pas trop longtemps sur le continent et donnant donc des concentrations d’ozone originaires du transport longue distance sur l’Atlantique nord. Ce temps de résidence devient alors plus significatif que la provenance de la masse d’air (Pochanart et al., 2001).

- Pour les sites d’altitude, notamment de sommet, et toujours à l’aide de l’analyse des trajectoires, les masses d’air sélectionnées sont celles dont l’altitude de déplacement est supérieure à celle du site lors des 48 ou 72 heures précédent leur passage. Sont ainsi éliminées les masses d’air susceptibles d’avoir subi un mélange avec la couche limite atmosphérique potentiellement polluée (Bonasoni et al., 2000).

- Plus simplement il est possible de sélectionner des périodes non polluées sur des sites ne mesurant pas seulement l’ozone mais des polluants tels que le dioxyde d’azote ou le monoxyde de carbone. En fixant alors des seuils pour ces polluants, une distinction entre cas

pollués et cas non pollués favorables à l’étude du niveau de fond d’ozone (Brönnimann et al., 2000).

- Lorsque seules des mesures d’ozone sont disponibles pour un site, l’étude des concentrations nocturnes (22h-2h par exemple) pour s’affranchir de toute production photochimique peut s’avérer judicieuse. De nuit la convection est nulle ; aucun mélange avec la couche d’inversion thermique pour les sites d’altitude n’a lieu ce qui les met à l’abri de polluants émis en surface (Naja et al., 2003).

Pour conclure sur les techniques d’observation du niveau de fond de l’ozone, la disparition aujourd’hui de postes de mesures éloignés de toutes influences anthropiques est un frein à sa détermination. Ce serait en effet la manière la plus simple et appropriée pour quantifier le niveau de fond. Seuls le poste de Mace Head en Irlande (Simmonds et al., 2004) et celui de l’île de Gozo, à Malte, au centre de la Méditerranée (Nolle et al., 2002) répondent à ce critère grâce à leur positionnement géographique ainsi qu’à leur régime de vent d’ouest dominant, leur faisant parvenir des masses d’air maritime non pollué. En outre le réseau de surveillance Paes, Pollution atmosphérique à échelle synoptique, existant depuis 2004, a en partie pour objectif de suivre l’évolution du niveau de fond en ozone dans des sites d’altitude en France (Gheusi et al., 2007). A partir de la mesure du CO la provenance des masses d’air est identifiée (stratosphère ou basses couches de l’atmosphère).

1.1.3.2 – Evolution du niveau de fond en ozone depuis un siècle.

Les premières mesures d’ozone ont eu lieu il y a plus d’un siècle. A la fin du XIX^{ème} siècle des études ponctuelles virent le jour en Europe et en Amérique. La technique de mesure de l’ozone n’était pas la même qu’aujourd’hui, étant donné l’écart technologique qui nous sépare de cette époque. Les chercheurs avaient recours à un papier imprégné d’un réactif à l’ozone. Il s’agissait alors d’analyser la coloration du papier et d’en déduire un niveau d’ozone selon une échelle de couleur établie (méthode Schönbein) (Nolle et al., 2005). Malheureusement ce procédé était entaché d’erreur, certains paramètres climatiques tels que la vitesse du vent ou encore l’humidité relative influençant la réaction. Toutefois des corrections suffisantes furent apportées afin de pouvoir comparer ces valeurs à toutes celles aujourd’hui mesurées par absorption d’UV. Quelques études permettent d’avoir un suivi tout au long du XX^{ème} siècle de l’évolution du niveau de fond de l’ozone un peu partout sur Terre. D’une concentration apparemment homogène en surface de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les niveaux sont passés à 40 puis 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1940 puis 1950 aux latitudes moyennes de l’hémisphère nord. A l’aube du 3^{ème} millénaire le premier constat était celui de l’hétérogénéité des concentrations d’ozone en niveau de fond puisqu’un écart conséquent caractérise les deux hémisphères.

La hausse serait d’un doublement du niveau d’ozone dans l’hémisphère austral (de 20 à 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Par contre à nos latitudes tempérées les concentrations ont été multipliées par un facteur 3 à 5 puisque les 20 à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurés début 1900 sont devenus 80 à 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Guicherit et Roemer, 1999). La tendance est donc très nettement à la hausse mais l’évolution n’est pas linéaire et dépend des niveaux d’émission des précurseurs de l’ozone dans la troposphère. Il semblerait que la baisse d’émission de ces derniers depuis la fin des années 80 soit responsable du ralentissement de la hausse du niveau de fond de l’ozone en Europe et en Amérique du nord. Cependant cette stagnation est peut être le fruit d’un plus faible apport stratosphérique du au « trou » de la couche d’ozone ou d’une plus forte destruction photochimique imputable à la même cause. L’influence grandissante, dans un contexte d’étalement urbain, des émissions locales sur les postes de mesure d’ozone peut aussi jouer un rôle dans la tendance de l’ozone de fond. A ce titre, un parallélisme serait envisageable entre d’une part l’îlot de chaleur urbain qui a fait augmenter la moyenne annuelle des températures de stations périurbaines progressivement englobées dans les villes, et d’autre part les postes

de mesures d’ozone périurbains de plus en plus perturbés par des émissions locales. L’évolution des concentrations d’ozone à Mace Head et sur l’île de Gozo où les postes de mesures sont bien démarqués de toute influence urbaine reste nettement positive en ce début de XXI^{ème} siècle et viendrait donc confirmer l’hypothèse ci-dessus.

L’enjeu primordial reste l’Asie puisque les taux de progression de l’ozone sont clairement positifs : au Japon ces taux se sont situés entre + 1,5 et + 2,5 % par an entre 1969 et 1990 ; depuis cette date ils sont de + 2,5 % par an. L’Asie connaît actuellement un niveau de fond légèrement plus élevé que le reste de l’hémisphère nord. Ce fait est à relier aux émissions toujours grandissantes de polluants primaires sur le continent asiatique : + 3,9 % par an. L’impact attendu est donc la poursuite de la hausse du niveau de fond en ozone dans l’atmosphère à l’échelle planétaire.

1.1.3.3 – Maximum de printemps.

Parallèlement aux variations interannuelles, l’ozone de fond connaît également un cycle saisonnier. En effet, depuis plusieurs décades d’observations il semble net qu’un maximum se produise au printemps ; suivant la tendance globale depuis le début du XX^{ème} siècle, il est donc en hausse. Des mesures d’ozone à Arkona en mer Baltique de 1956 à 1983 montrent un maximum en mai (Feister et Warmbt, 1987), il en est de même pour la série temporelle de Paris Montsouris à la fin du siècle dernier (Volz et Kley, 1988) et pour celle d’Athènes de 1901 à 1940 (Varotsos et Cartalis, 1991). Mais quelles sont les causes qui le produisent ? Il est à noter que dans des lieux totalement hors d’atteinte de perturbations d’origine anthropique un maximum en hiver et un minimum en été sont mesurés (Ayers et al., 1997). Ceci est observé en plusieurs lieux isolés de l’hémisphère nord comme de l’hémisphère sud (Barbade 13°N, Cape Grim 41°S) (Oltmans et Levy, 1994). Enfin cette manifestation saisonnière n’existe pas aux hautes latitudes où la glace modifie le cycle de l’ozone (Gros et al., 1998)

Ce maximum de printemps ne se produit ni durant le maximum solaire qui favoriserait une production photochimique maximale, ni au cours du minimum solaire qui entraînerait une durée de vie plus longue de l’ozone et ainsi une plus forte accumulation. Ce phénomène est attribuable à un ensemble de causes d’échelle globale. Il est probable qu’il ait deux origines :

- Transfert d’ozone stratosphérique : des échanges de masses d’air de part et d’autre de la tropopause ont lieu alors que la basse stratosphère présente une concentration maximale d’ozone au printemps. Ces intrusions d’ozone stratosphérique ont été mises en valeur par des mesures d’ozone couplé à un isotope du béryllium dans des sites d’altitude (Bazhanov et Rodhe, 1997 ; Beekmann et al., 1997). La part d’ozone stratosphérique peut atteindre 50% de l’ozone total durant de tel épisode.

- Accumulation de gaz précurseurs : durant l’hiver des conditions de brassage moindre au sein de la couche limite atmosphérique favoriseraient une accumulation de polluants primaires ; au printemps et alors que l’apport de rayonnement UV augmente rapidement une explosion de production photochimique pourrait être la raison de la hausse des taux d’ozone (Penkett et al., 1993).

Selon la majorité des chercheurs, la photochimie au printemps paraît être la thèse la plus vraisemblable. Ce maximum de printemps reste tout de même un problème intrigant puisqu’aucun consensus sur les mécanismes précis et responsables de ce phénomène n’a été atteint. Ce phénomène est présent uniquement dans l’hémisphère nord, aux moyennes latitudes et sa magnitude semble avoir augmenté au cours du siècle dernier. Le rôle du transport longue distance et de la production photochimique reste une question en suspend tout comme l’asymétrie entre les deux hémisphères dans les niveaux d’ozone de fond et les cycles saisonniers.

L’ozone troposphérique fait partie des problèmes environnementaux à l’échelle de la planète à double titre. Il affecte la santé des hommes ainsi que la végétation. D’autre part l’ozone est un gaz à effet de serre ; en plus d’absorber le rayonnement UV il bloque aussi le rayonnement infrarouge autour de 9,6 μm . Il est donc susceptible de renvoyer vers le sol une partie du rayonnement tellurique. Selon les estimations il contribuerait pour près de 1% à l’effet de serre global. L’augmentation incessante de ses concentrations depuis plus d’un siècle pose donc problème. En outre la chimie de l’ozone est extrêmement complexe et reste encore un domaine de recherche. Les moyens d’action pour lutter contre les pics de pollution par l’ozone sont très difficiles à instaurer. En effet, le fait de limiter la circulation automobile peut dans un premier temps contribuer à la hausse des concentrations d’ozone à cause de la baisse des concentrations de NO. Il convient alors de poursuivre la recherche sur ce polluant secondaire par l’intermédiaire notamment de réseaux de mesures.

1.2 – LA MESURE DE L’OZONE TROPOSPHERIQUE.

Aujourd’hui l’ensemble des réseaux de surveillance de la qualité de l’air utilise des analyseurs d’ozone dont la méthode de mesure est fondée sur l’absorption d’une radiation ultraviolette (UV), dans une cellule balayée par l’air à analyser. Ces appareils sont composés de plusieurs éléments susceptibles de s’user ; il convient donc d’entretenir le matériel par un suivi régulier afin d’éviter toutes erreurs de mesures. Ces erreurs éventuelles ne sont pas uniquement le fruit d’un dysfonctionnement des analyseurs mais peuvent également être induites par des interférents sur la mesure de l’ozone. Enfin d’autres techniques de mesures de l’ozone comme l’observation par lidar ou par satellite permettent d’étudier ce polluant atmosphérique à d’autres échelles spatiales.

1.2.1 – Mesure d’ozone par photométrie.

1.2.1.1 – Fonctionnement des analyseurs d’ozone par absorption d’UV.

L’absorption d’UV est la méthode de mesure de l’ozone la plus précise et la plus fiable actuellement. La molécule d’ozone a un maximum d’absorption à 254 nm, maximum qui coïncide avec le maximum d’émission d’une lampe à basse pression de mercure. Heureusement, peu de molécules trouvées aux concentrations significatives dans l’atmosphère absorbent les UV à 254 nm (cf. 1.2.1.3).

La figure 1.2 illustre le schéma du principe de fonctionnement des analyseurs d’ozone par absorption d’UV. L’ozone est mesuré sur la base de l’atténuation du rayonnement passant par deux cellules d’absorption séparées et équipées de fenêtres de quartz. Une lampe à basse pression de mercure est située d’un côté des cellules d’absorption, et des photodiodes sont situées du côté opposé. Les photodiodes ont des filtres à interférence intégrés réglés sur 254 nm, la longueur d’onde principale de la lumière émise par la lampe à mercure. Une pompe à air aspire l’échantillon d’air dans l’instrument à un débit d’approximativement 1,5 l/min. Deux électrovannes à 3 voies commutent à l’unisson afin d’envoyer alternativement de l’air contenant de l’ozone et de l’air ne contenant plus d’ozone (air qui est passé par le destructeur d’ozone – oxyde de manganèse) dans les deux cellules d’absorption. Ainsi, l’intensité du rayonnement passant à travers l’air qui contient de l’ozone est mesurée dans la cellule 2 tandis que l’intensité du rayonnement passant à travers l’air qui ne contient plus d’ozone est mesurée dans la cellule 1. A intervalles réguliers (2, 5 ou 10 secondes selon le matériel) les électrovannes commutent, inversant donc les deux parcours.

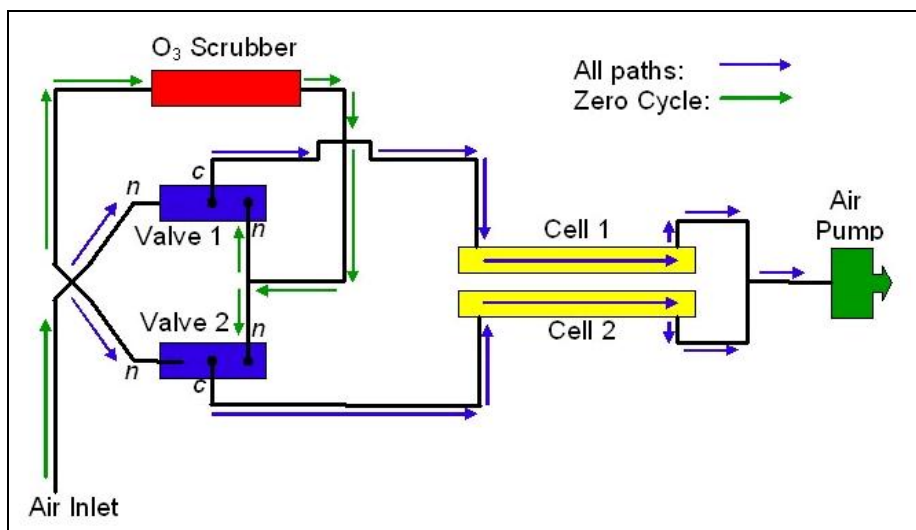


Figure 1.2 Schéma de principe d'un analyseur d'ozone par absorption d'UV.

La concentration d'ozone est calculée dans chaque cellule en utilisant la loi de Beer-Lambert : $C = 1/\sigma l \times \ln(I_0/I)$ où C est la concentration d'ozone, l est la longueur du parcours optique, σ est la surface d'absorption pour l'ozone à 254 nm, I est l'intensité du rayonnement UV mesurée sur l'échantillon contenant de l'ozone et I_0 est l'intensité du rayonnement UV mesurée en absence d'ozone. Enfin l'unité de mesure est le ppb (partie par milliard) ou le $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La relation entre ces deux unités varie en fonction de la température de l'air ; 1 ppb équivaut environ à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une température de 20°C.

1.2.1.2 – Etalonnage et maintenance des analyseurs.

En principe, la mesure de l'ozone par absorption d'UV n'exige aucun étalonnage externe ; c'est une méthode absolue. Cependant, la non-linéarité de la réponse de l'électronique et de la photodiode peut avoir comme conséquence une petite erreur de mesure. Par conséquent, chaque instrument de mesure est comparé à un spectrophotomètre étalonné par l'organisme national compétent (bureau des poids et mesures français, institut des standards américains) sur une plage de mesures assez large (en général de 0 à 300 ppb pour les applications atmosphériques). Ces résultats sont employés pour étalonner d'une part le zéro de l'analyseur et d'autre part la pente de la relation entre l'instrument et l'étalon. Ces paramètres peuvent être modifiés au cours de l'utilisation de l'analyseur pour palier les faibles dérives du matériel.

L'ensemble des éléments constituant un analyseur d'ozone peut éventuellement être sujet à un dysfonctionnement capable d'induire des erreurs de mesures. Certaines pièces sont exposées à une usure normale comme le destructeur d'ozone ou encore la pompe à air. Ainsi la voie de destruction de l'ozone n'est plus assez efficace ou le débit d'air aspiré devient insuffisant pour réaliser une mesure satisfaisante. Le simple recours à des destructeurs d'ozone en entrée, pour vérifier le zéro de l'analyseur, permet de détecter ces erreurs. D'autres composants comme les électrovannes ou la lampe à mercure dysfonctionnent de manière plus brutale et les concentrations mesurées deviennent immédiatement aberrantes. Enfin les filtres placés en entrée afin d'éviter une contamination de l'analyseur par des particules, doivent être changés fréquemment.

Il convient ainsi d'adopter un suivi très rigoureux des appareils de mesures. Bien entendu chaque remplacement de composant aura un impact sur le comportement de l'instrument ; les mesures sont donc entachées d'une incertitude relative dont il faut être conscient. Pour cette

raison, l’ensemble des concentrations d’ozone exposées dans cette thèse et résultant de calculs (moyenne, écart-type etc.) sera présenté sans décimales pour éviter toute fausse précision.

1.2.1.3 – Interférents sur la mesure d’ozone.

Outre les erreurs de mesures induites par le mauvais état d’une des composantes de l’appareil, certaines espèces chimiques atmosphériques ont été identifiées comme interférents sur la mesure de l’ozone. En effet, l’ozone n’est pas le seul gaz absorbant le rayonnement UV à 254 nm. Une étude de plus de 2 ans menée par l’INERIS de 2000 à 2002 (Institut National de l’Environnement industriel et des RISques ; Zdanevitch, 2002) montre que de fortes concentrations de particules fines, de COVs spécifiques ou de mercure perturbent fortement la mesure de l’ozone. Afin d’affirmer que les niveaux d’ozone mesurés ne sont que le fruit d’une interférence de l’analyseur avec un autre gaz, il est nécessaire de disposer d’un maximum d’informations sur les conditions climatiques et sur les caractéristiques de pollution atmosphérique de l’instant donné. De plus des phénomènes exceptionnels tels que les incendies, les vents de sable et les éruptions volcaniques sont susceptibles de fournir une explication aux teneurs d’ozone mesurées.

Pour illustrer ces propos, le cas du 14 août 2006 propose une hausse d’ozone marquée en milieu d’après-midi engendrée par la fumée d’un incendie (particules et COVs mélangés). Vers 15h un feu attisé par un fort vent de sud-ouest s’est déclaré sur la commune de Ramatuelle dans le Var où 80 ha de pinède ont brûlé. Par advection la fumée s’est déportée vers Nice où le vent soufflait de sud-ouest à plus de 10 m/s dès 9h en matinée. Les concentrations d’ozone ont subitement augmenté à 16h45 passant de moins de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à plus de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 20 minutes (fig. 1.3). Est-ce la photochimie au sein de la masse d’air polluée en particules et COVs qui est à l’origine de ce bref pic ? Ou bien est-ce que les fortes concentrations en particules fines et en COVs ont perturbé les analyseurs ? Il est difficile de se prononcer mais il est préférable de considérer ces mesures avec précaution.

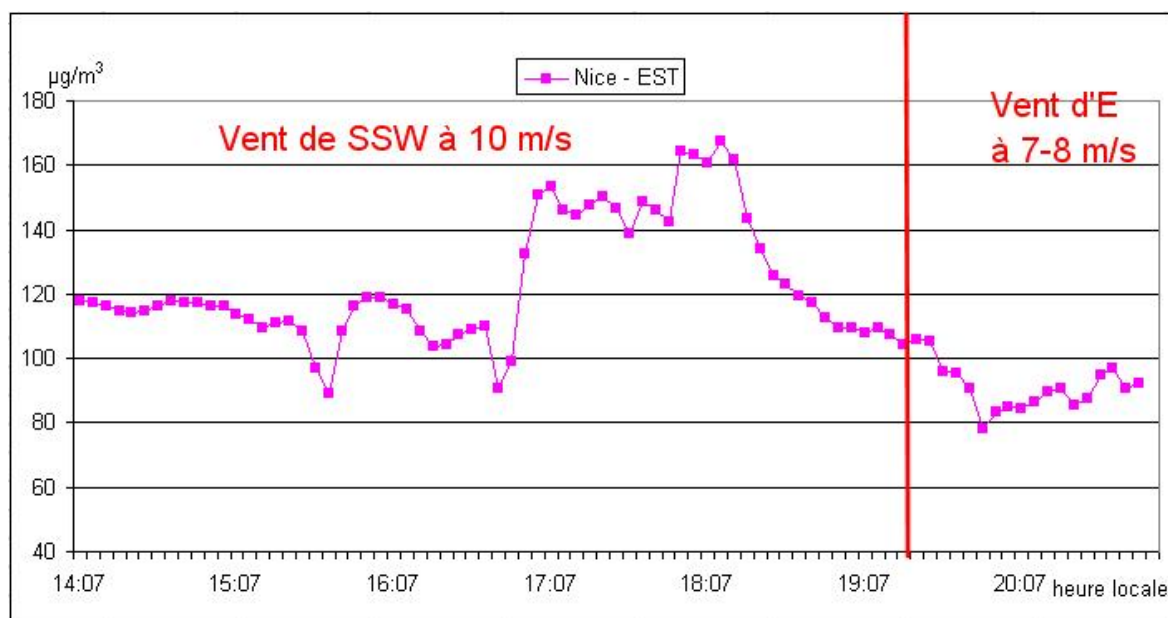


Figure 1. 3 Concentrations d’ozone en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ le 14 août 2006 à Nice-est influencées par l’incendie de Ramatuelle.

Par ailleurs au cours des campagnes de mesures d’ozone itinérantes (cf. Chapitre VII), l’exposition à de fortes concentrations de particules fines au contact de camionnettes diesel a toujours influencé les mesures. Celles-ci pouvaient passer de 120-130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à plus de 250

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ alors que le véhicule accélérât brutalement, dégageant un nuage de fumée noire. Enfin la proximité de la végétation de type méditerranéenne (maquis) fortement insolée provoque également des erreurs de mesures avec cette fois une hausse spectaculaire avec des concentrations de plus de $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les COVs biogéniques seraient alors responsables de cette interférence.

La mesure d’ozone troposphérique par photométrie demeure la technique la plus fiable pour un suivi de la pollution en surface. La qualité de la représentation spatiale de la pollution par l’ozone dépend de la densité du réseau de mesures. En outre des relevés itinérants permettent même de cartographier les concentrations à l’échelle locale. Toutefois la répartition spatiale d’un gaz se distribue en 3 dimensions. D’autres moyens de mesures tels que le lidar ou encore le satellite permettent alors d’observer la variabilité verticale de l’ozone à méso et macro échelle.

1.2.2 – Mesure d’ozone par télédétection.

Ces techniques ont une incertitude de mesure supérieure à celle de la méthode par absorption d’UV (2%). Toutefois des campagnes aéroportées, intégrant une observation de l’ozone par photométrie, ne permettent pas de fournir une image aussi complète de la distribution des concentrations d’ozone en 3D. Dans une étape de validation des mesures par télédétection, un couplage avec des mesures d’ozone en avion par absorption d’UV permet d’évaluer la précision des méthodes de télédétection, voire même de les recalibrer.

1.2.2.1 – La méthode du lidar.

Le lidar permet d’obtenir à distance depuis le sol ou depuis un avion des informations sur la distribution verticale de la variable mesurée à une résolution spatiale de quelques centaines de mètres et à une résolution temporelle de quelques minutes. Pour l’ozone, le lidar émet une impulsion laser de grande puissance dans le domaine des UV. Son signal est rétrodiffusé par l’atmosphère ce qui lui permet de quantifier les concentrations d’ozone verticalement, l’altitude étant déduite par le temps écoulé entre l’émission et la réception du signal. En général cette méthode de mesure est perturbée par la présence d’aérosols dans l’air dans des quantités importantes.

Durant la campagne Escompte en 2001 (Expérience sur site pour contraindre les modèles de pollution atmosphérique et de transport d’émissions), des profils verticaux d’ozone ont été établis à l’aide du lidar Alto (Ancellet et Ravetta, 2005). Ce lidar a été déployé au sol mais utilisé aussi pour des campagnes aéroportées à méso et à macro échelle. Dans le premier cas l’objectif est de caractériser la pollution par l’ozone dans les basses couches de l’atmosphère tandis que dans le second il s’agit d’étudier l’ozone dans la basse stratosphère. Le lidar Alto a également servi pendant la campagne Itop en 2004 (Inter-continental transport of pollutants) afin de documenter le transport de polluants entre les Etats-Unis et l’Europe. Enfin plusieurs lidars peuvent être couplés afin d’étudier plusieurs polluants dans la troposphère. Par exemple l’observation des aérosols dans l’air permet d’évaluer la hauteur de la couche limite atmosphérique ; cette donnée fournit alors des pistes d’explication quant à la répartition en 3D de l’ozone (Kim et al., 2007).

1.2.2.2 – L’observation de l’ozone par satellite.

Avant les années 1990 les mesures satellitaires n’étaient pas adaptées à la mesure des constituants dans la troposphère. L’observation par visée au limbe est en effet inexploitable

dans les basses couches de l’atmosphère où la présence de nuages empêche toutes mesures. Mais la mise au point dès la fin du XX^{ème} siècle de nouveaux instruments de mesure à haute résolution spectrale et à visée au nadir permet d’étudier des espèces chimiques telles que l’ozone, le méthane ou le monoxyde de carbone à des échelles spatiales de quelques kilomètres. L’unité de mesure est le Dobson unit ($1 \text{ DU} = 2,69 \times 10^{16} \text{ molécules/cm}^2$).

L’instrument TOMS (Totale Ozone Mapping Spectrometer) a été mis en orbite pour la première fois en 1978 à bord du satellite Nimbus 7. Il avait alors contribué entre 1978 et 1993 à une meilleure compréhension de l’ozone stratosphérique. Les progrès technologiques ont permis à TOMS d’être à nouveau utilisé sur d’autres satellites afin d’étudier l’ozone dans la troposphère également. Un autre instrument, GOME (Global Ozone Monitoring Experiment), a été mis en orbite en 1995 par le satellite ERS-2. La résolution au sol de GOME est de $40 \times 320 \text{ km}^2$. Son orbite se situe à 795 km d’altitude, il effectue ainsi 14 orbites par jour et il couvre la Terre en 3 jours (Ladstätter-Weissenmayer et al., 2007). Ces multiples projets de recherche sur l’observation de la colonne totale d’ozone dans l’atmosphère depuis l’espace ont permis de découvrir que la quantité d’ozone troposphérique connaissait une grande variabilité. Celle-ci semblerait liée à l’altitude de la tropopause dépendante du type de circulation synoptique.

Plusieurs méthodes de mesures permettent d’étudier le comportement de l’ozone troposphérique, chacune ayant ses avantages et ses inconvénients. L’ensemble de ces techniques ont en commun la complexité de la mesure ; l’élaboration et la maintenance des instruments sont donc la première étape afin d’observer l’ozone. Malgré ces efforts la mesure conserve une part d’incertitude plus ou moins grande en fonction de la méthode employée. A ce titre la mesure par absorption d’UV est la plus performante. En dépit de l’instrument utilisé, certains facteurs provoquent des interférences de mesures. Les fortes concentrations de COVs ou d’aérosols perturbent la détermination des concentrations d’ozone par photométrie mais aussi par lidars, et les mesures satellitaires sont faussées par la couverture nuageuse. Enfin les trois techniques de mesures présentées ont des échelles spatiales d’application diverses, notamment pour les mesures depuis l’espace. Ainsi afin de comprendre la variabilité spatio-temporelle de l’ozone troposphérique en surface, la mise en place d’un réseau de surveillance composé d’analyseurs d’ozone par absorption d’UV paraît être la solution la plus pertinente.

1.3 – LA VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE DE L’OZONE.

De manière générale la pollution atmosphérique dépend de deux facteurs. D’une part certains gaz, d’origine naturelle ou anthropique, sont émis en quantité anormale dans l’air. D’autre part ces émissions sont ensuite plus ou moins bien diluées dans la troposphère en fonction des conditions météorologiques. Ces dernières sont ainsi garantes de l’intensité du brassage des polluants atmosphériques et sont donc en partie responsables des concentrations mesurées. L’ozone troposphérique est corrélé à l’intensité du rayonnement solaire puisqu’il nécessite un rayonnement ultraviolet suffisant pour se former. Outre une variation saisonnière, ce polluant secondaire présente aussi un rythme journalier marqué. Enfin le choix du site de mesure n’est pas sans conséquence sur les niveaux d’ozone observés. Il s’agit de prendre en considération la localisation des axes de circulation, leur fréquentation et leur proximité par rapport au site de mesure ainsi que l’ensemble des facteurs topoclimatiques régissant le comportement de la couche limite atmosphérique dans ce même espace.

1.3.1 – L’influence des conditions météorologiques sur l’ozone.

1.3.1.1 – Les facteurs météorologiques à macro-échelle.

Le premier élément à considérer est la situation générale qui concerne toujours une grande étendue spatiale. Si la circulation atmosphérique le permet alors un épisode de pollution par l’ozone a potentiellement une probabilité d’avoir lieu, si toutefois les conditions météorologiques locales sont favorables (cf. chapitre IV). La situation synoptique est soit marquée par un anticyclone soit caractérisée par une dépression.

Dans le premier cas le mouvement général de l’air dans la troposphère est subsident, les gradients de pression ne sont pas élevés de telle sorte que le vent en surface reste faible à modéré, et l’insolation est forte à l’échelle de l’anticyclone. Ces conditions offrent donc une mauvaise dispersion des polluants atmosphériques. Ils sont tassés dans les basses couches de la troposphère et le vent en surface n’est pas assez puissant pour diluer les polluants. En outre le régime de vent thermique qui s’instaure est très défavorable à un renouvellement de la masse d’air en surface. Le ciel clair favorise un rayonnement ultraviolet intense nécessaire aux réactions photochimiques. De plus ces situations synoptiques sont généralement accompagnées de fortes températures en surface. Celles-ci sont un catalyseur de la production d’ozone puisqu’elles accélèrent les vitesses de réactions en favorisant la formation des radicaux hydroxyle ; enfin les températures élevées provoquent de plus forts rejets de COVs biogéniques (isoprène et terpènes) par la végétation (fig. 1.4).

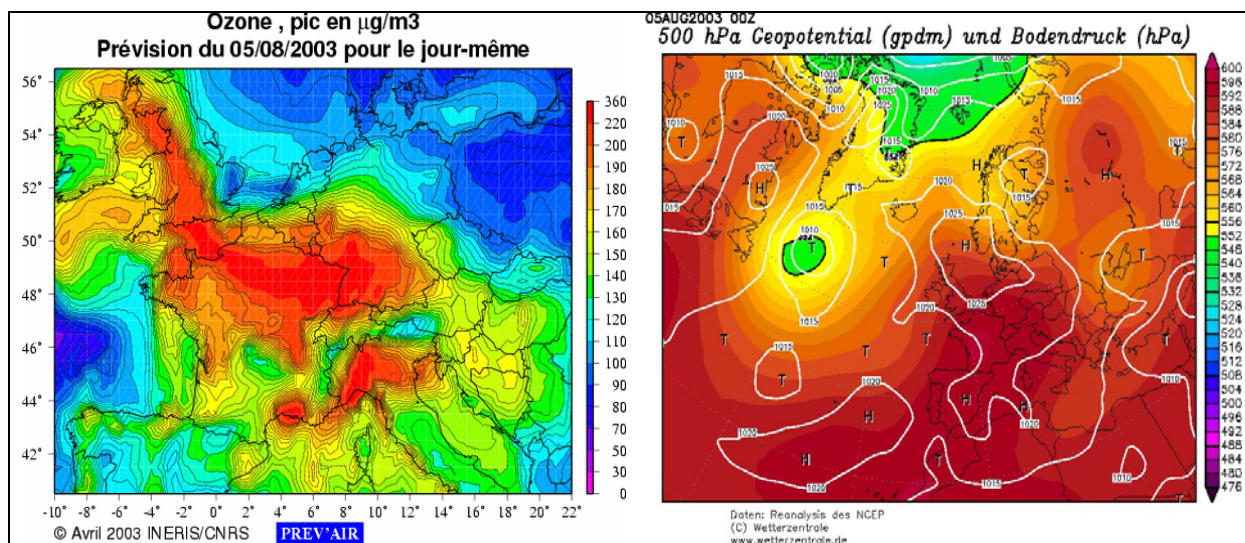


Figure 1.4 Episode photochimique intense d’août 2003. Cartographies des concentrations d’ozone prévues par le modèle Prev’air et de l’altitude du géopotential 500 hPa (en dizaines de mètres) le 5 août 2003.

Au contraire les configurations synoptiques dépressionnaires encouragent la dilution des polluants atmosphériques. Le mouvement d’ascendance généralisé de la masse d’air additionné aux vents forts, bien souvent engendrés par des gradients de pression élevés, permettent de brasser les émissions polluantes dans un grand volume d’air. La couverture nuageuse associée à la dépression inhibe les réactions photochimiques en bloquant une partie du rayonnement ultraviolet.

1.3.1.2 – Les variables météorologiques aux méso et micro-échelles.

En fonction des phénomènes atmosphériques à macro-échelle, les caractéristiques météorologiques locales ne sont pas les mêmes. Il existe parfois plusieurs types de

configurations locales pour un même type de circulation générale. A cette échelle spatiale l’intérêt réside dans le comportement de la couche limite atmosphérique (CLA cf. fig. 1.7). La CLA est la couche d’air en contact avec la surface terrestre. L’existence de cette couche est la conséquence de l’interaction entre l’atmosphère et la surface sous jacente à des échelles de temps de quelques heures à un jour environ. L’influence de la rugosité de surface et de la chaleur de surface est rapidement et efficacement transmise à l’ensemble de la CLA par l’intermédiaire des mécanismes de transfert turbulent ou de mélange durant la journée. La couche dans laquelle ces mouvements turbulents se produisent est appelée couche de mélange et occupe bien souvent la totalité de la CLA. L’atténuation puis la disparition de la convection en fin d’après-midi provoque l’amincissement de la couche de mélange et sa disparition. La CLA est alors composée d’une couche d’inversion thermique sur quelques mètres d’épaisseur, puis d’une couche intermédiaire jusqu’à l’atmosphère libre. L’épaisseur de la CLA varie de quelques dizaines de mètres à quelques kilomètres en fonction principalement du type de surface, de la température du sol, de la force du vent, des caractéristiques topographiques, des mouvements atmosphériques à macro échelle et des advections horizontales de chaleur et d’humidité. La CLA représente le volume d’air dans lequel les polluants émis en surface vont être dilués. Plus son épaisseur est faible et plus les concentrations de polluants auront tendance mécaniquement à augmenter. La troposphère se divise ainsi en deux parties, la CLA étant chapotée par la troposphère libre.

Les variations temporelles de la hauteur et de la structure de la CLA sont en partie influencées par la configuration synoptique à macro-échelle. Généralement cette couche est plus fine par temps anticyclonique et peut atteindre de hauteurs considérables lorsque la convection est puissante. C’est en son sein qu’un régime de brises thermiques peut s’installer par beau temps. Ces types de vent est au cœur de la problématique de la pollution par l’ozone. En effet, ce système de brassage des basses couches entraîne une accumulation des polluants primaires et secondaires dans la masse d’air qui effectue pendant plusieurs jours consécutifs plusieurs passages au dessus d’un même lieu. La genèse des brises thermiques provient d’un gradient de pression induit par un réchauffement différentiel en surface. Il en résulte un flux compensatoire entre terre et mer (brise de mer, brise de terre) et entre fond de vallée et versants (brise de versant, brise de pente). Cette aspiration d’air le long des versants provoque aussi une aspiration d’air de l’aval vers l’amont en journée dans les vallées (brise de vallée). La nuit, l’écoulement d’air froid sur les versants entraîne un mouvement général de l’amont vers l’aval dans les vallées (brise de montagne). Dans un espace littoral montagneux l’ensemble de ces brises thermiques se combinent (fig. 1.5).

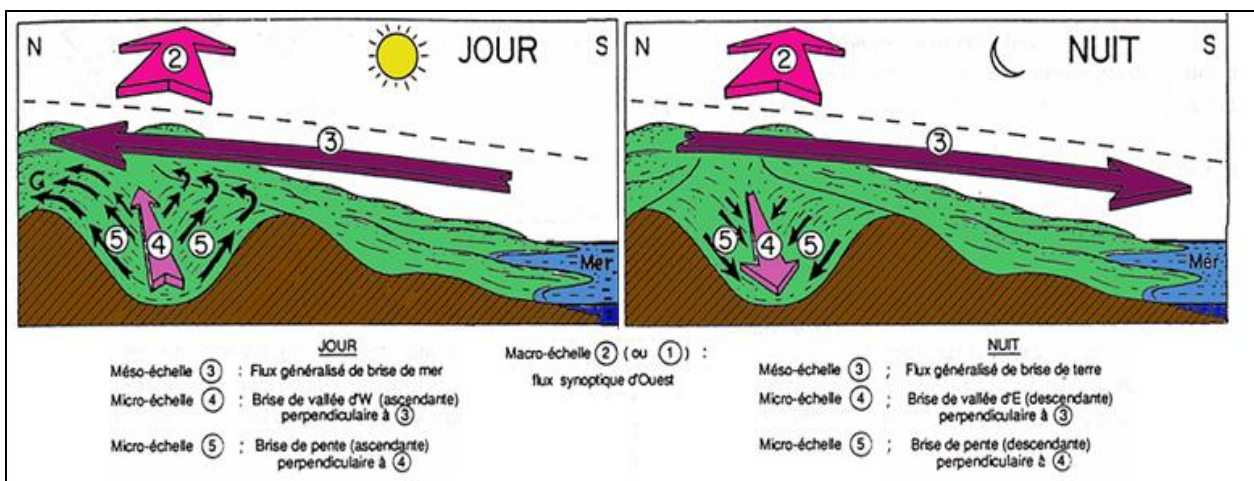


Figure 1.5 Schématisation des brises thermiques dans un espace littoral montagneux (Carrega, 1989).

1.3.2 – La variabilité spatiale de l’ozone : influence du site de mesure.

La solution optimale afin d’étudier la variabilité spatiale d’un phénomène est de disposer de mesures continues dans l’espace. Malheureusement cet optimum technique n’est pas la situation la plus fréquente. Les concentrations d’ozone par exemple ne sont suivies que depuis un réseau de mesure constitué d’un nombre plus ou moins important de points de mesures. Ainsi plus la densité du réseau est grande et meilleure est la couverture spatiale du phénomène. Toutefois les limites financières et techniques imposent des seuils, il est alors pertinent de réfléchir sur la localisation des sites de mesure : où mesurer et pour mesurer quoi ?

1.3.2.1 - L’influence des sources d’émission de polluants primaires.

Bien qu’étant responsables de sa formation, les polluants primaires détruisent l’ozone dans certaines conditions (cf. I.1.2). En centre ville par exemple, au contact de fortes concentrations en oxydes d’azote, l’ozone subit une réaction de titration par le monoxyde d’azote. Il convient donc d’éviter de mesurer ce polluant secondaire à proximité des axes de circulation à fort trafic puisque l’ozone est véritablement masqué dans ces espaces. La comparaison des profils moyens journaliers des concentrations d’ozone dans les stations de Nice Botanique et de Nice Cessole permet d’illustrer ces propos (fig. 1.6). Alors que le site de Nice Botanique est éloigné de plus de 1 kilomètre de toute voie de circulation intense, la localisation de la station de Nice Cessole est à moins de 50 mètres du boulevard Cessole où plus de 18 000 véhicules transitent chaque jour (source : AtmoPaca). Les écarts sont maximums durant la nuit et au lever du soleil. Il semblerait que la topographie joue un rôle central à cet égard et le prochain paragraphe s’emploiera à expliquer ce facteur (Nice Botanique est placé sur un versant et Nice Cessole se situe au sein de l’amphithéâtre niçois). La différence entre les deux sites se stabilise à environ $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 9h et 17h TU. Cet écart est probablement lié à l’environnement immédiat des stations. Malheureusement les concentrations de polluants primaires ne sont pas mesurées à Nice Botanique. Toutefois à Nice Cessole des teneurs stables de NO_2 aux environs des $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont enregistrées sur la même période en journée. Sous l’impact du rayonnement UV la photodissociation du NO_2 produirait alors suffisamment de NO, dont une partie consommerait de l’ozone, ce qui expliquerait la différence observée avec Nice Botanique.

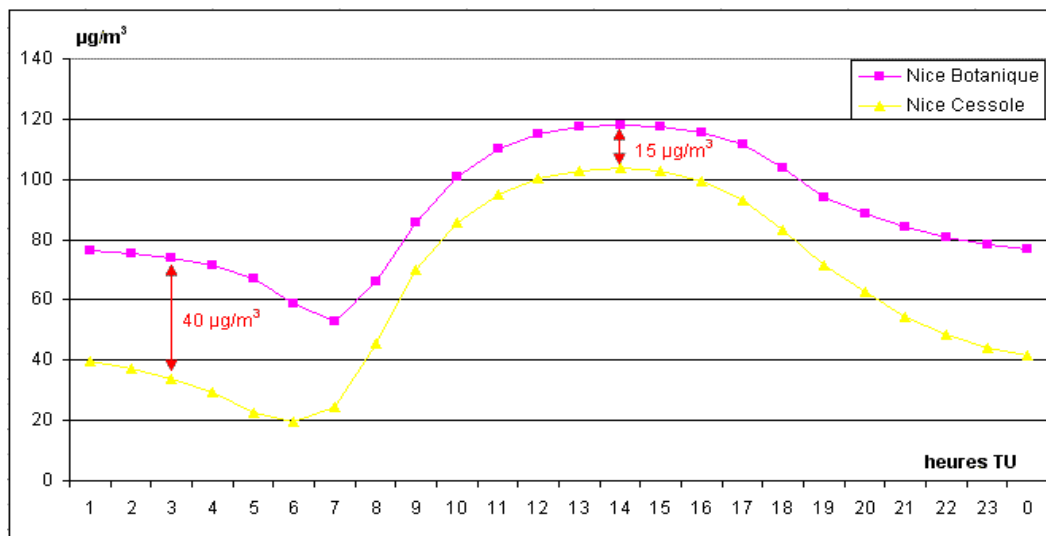


Figure 1.6 Comparaison des moyennes horaires des concentrations d’ozone à Nice Botanique et à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de juillet 1998 à septembre 2004 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Au travers de cet exemple, la localisation du site de mesure par rapport aux émissions de polluants primaires apparaît donc primordiale pour suivre les concentrations d’ozone. Les agences agréées à la surveillance de la qualité de l’air en France (AASQA) ont mis en place, en collaboration avec les réseaux étrangers, une typologie des stations de mesure. Pour l’ozone trois types de stations ont été définis :

- Les stations urbaines sont implantées pour le suivi du niveau moyen d’exposition de la population aux phénomènes de pollution atmosphériques urbains. Elles ne sont pas à proximité immédiate d’un axe routier mais sont toutefois influencées par les émissions de la circulation routière.

- Les stations périurbaines suivent le niveau d’exposition moyen de la population à des épisodes photochimiques. Elles sont situées à la périphérie du pôle urbain (au sens de l’INSEE) et ne sont pas sous l’influence directe d’un axe routier, la distance à respecter entre la station et l’axe de circulation étant fonction de l’intensité du trafic.

- Les stations rurales participent à la surveillance de l’exposition des écosystèmes à la pollution photochimique dans des zones très étendues à faible densité de population. Leur objectif est notamment de surveiller les advections de masses d’air polluées à méso et/ou macro-échelle.

I.3.2.2 – L’impact de la topographie sur la mesure de l’ozone.

Le cycle diurne de l’ozone est lié à la dynamique de la CLA (fig. 1.7). Or l’évolution de cette couche est fortement dépendante des caractéristiques topographiques de l’espace considéré. Ainsi, le comportement de l’ozone est variable en fonction des contraintes imposées par le cadre topographique.

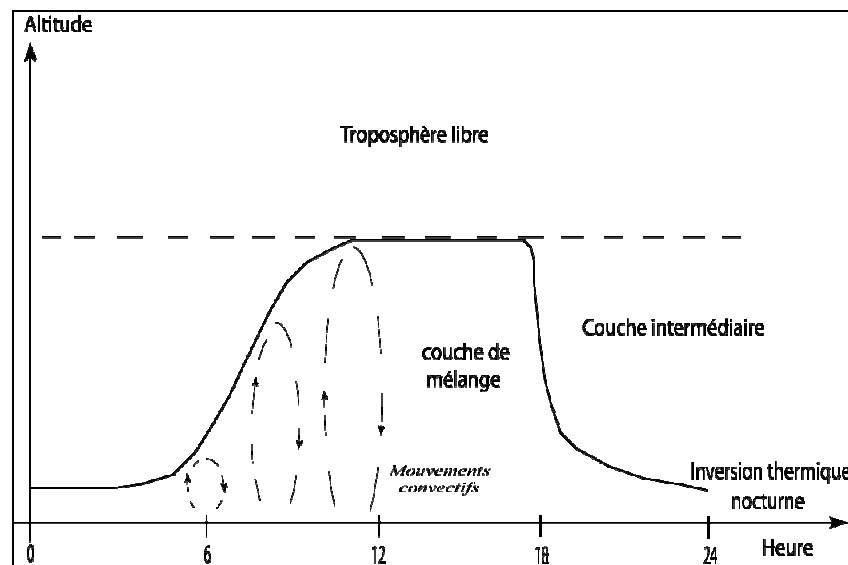


Figure 1.7 Dynamique diurne de la CLA composée de la couche de mélange et de la couche intermédiaire (source : Toupance, 1988).

La comparaison d’un site de col ou de sommet par rapport à un site de vallée est l’exemple le plus éloquent. L’intensité nocturne du brassage de l’air est pratiquement nulle dans le second cas tandis que les cols ou les sommets se situent en règle générale au sein de la couche intermédiaire pendant la nuit. En effet, le refroidissement radiatif entraîne un écoulement d’air froid le long des versants ; un lac d’air froid se forme sur la vallée et isole les lignes de crêtes. Les concentrations mesurées sur une ligne de crête baignent ainsi dans une couche intermédiaire où le brassage de l’air entraîne un apport d’ozone continu sur le site de mesure. Au contraire en fond de vallée et sur le bas des versants la grande stabilité de l’air

laisse s’exprimer la destruction de l’ozone au contact du sol (fig. 1.6 et 1.8). En journée la convection permet à l’ozone d’augmenter fortement dans les vallées mais la hausse relative est ainsi moins marquée sur les cols ou les sommets. Les teneurs en ozone dans un site de plaine présentent un comportement moins exagéré mais similaire à celui d’un fond de vallée.

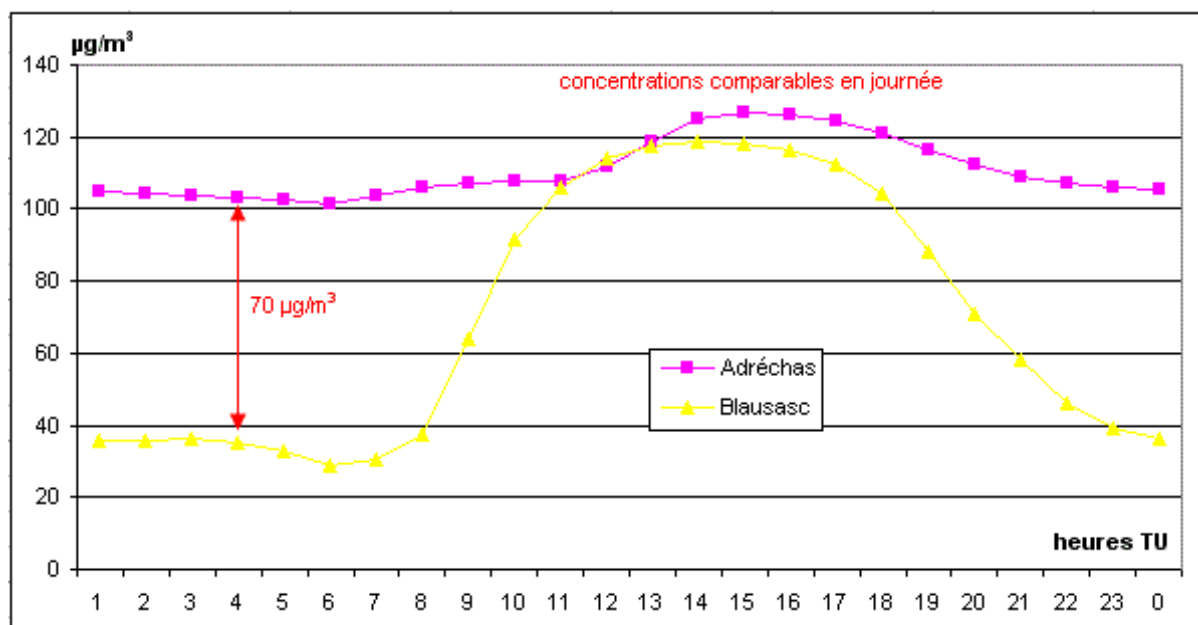


Figure 1.8 Comparaison des moyennes horaires des concentrations d’ozone à l’Adrèchas (site de col) et à Blausasc (site de bas versant) au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I.3.3 – Les rythmes temporels de l’ozone troposphérique.

I.3.3.1 – Le cycle annuel.

Le cycle naturel le plus connu et le plus facilement observable est celui du soleil ; il divise l’année en saison, et oppose l’hiver à l’été. La production d’ozone est liée à l’intensité du rayonnement ultraviolet qui favorise la photodissociation du dioxyde d’azote en monoxyde d’azote. Ainsi ce polluant secondaire connaît lui aussi une variabilité saisonnière. La saison photochimique d’avril à septembre dans l’hémisphère nord s’oppose aux six autres mois de l’année. En milieu naturel le maximum photochimique a lieu au printemps (cf. I.1.3.3) tandis que dans les atmosphères polluées les pics de concentrations d’ozone sont enregistrés durant les mois d’été. Malgré quelques épisodes photochimiques dès la fin du mois de mai ou le début du mois de juin, le léger décalage temporel entre le solstice d’été et les mois statistiquement les plus concernés par la pollution par l’ozone peut s’expliquer par l’inertie du système climatique. En effet, juillet et août sont les mois les plus propices aux situations anticycloniques.

L’exemple d’une station de l’arrière-pays montagneux des Alpes-Maritimes illustre ce cycle annuel (fig. 1.9). Située à 1500 mètres d’altitude sur un col, l’analyseur d’ozone de l’Adrèchas (La Colmiane) présente des concentrations mensuelles moyennes minimales durant les mois de décembre et janvier. Les maximums sont atteints en juillet et août. Ainsi de janvier 2000 à décembre 2005 les six cycles annuels sont aisément observables. Leur amplitude, dans cette station de l’Adrèchas, est d’environ $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, excepté pour l’année 2003 où les concentrations moyennes mensuelles ont franchi les 130 voire même les $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour août 2003.

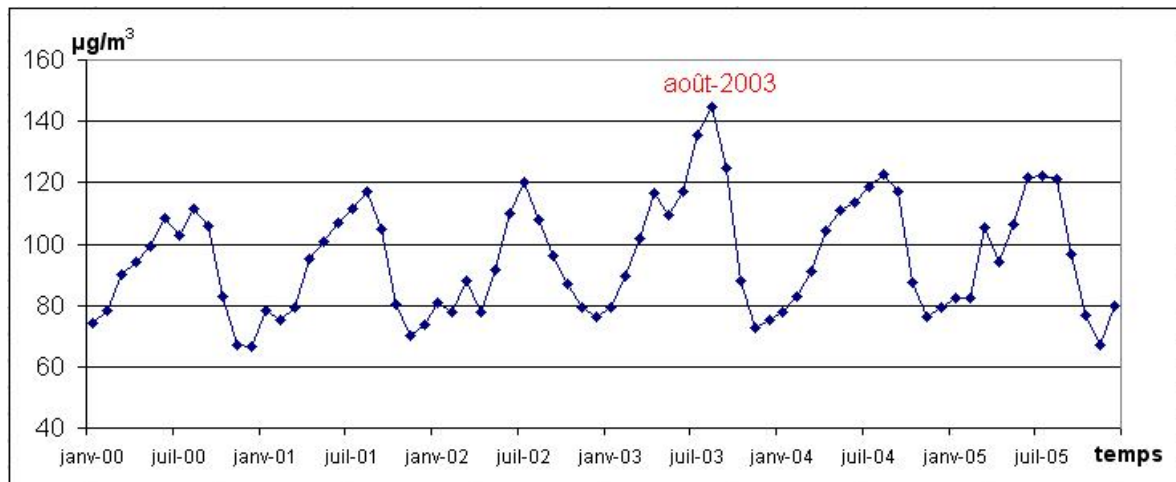


Figure 1.9 Moyennes mensuelles des concentrations d’ozone à l’Adrèchas de janvier 2000 à décembre 2005 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

1.3.3.2 – Le cycle diurne.

A l’échelle intra journalière la courbe des concentrations moyennes horaires rappelle l’allure de celle du cycle annuel. Mais si les formes sont comparables, les processus ne sont pas exactement identiques, même si le soleil est encore une fois, et en grande partie, responsable de ce comportement. L’aspect moyen le plus général du cycle diurne des teneurs en ozone propose un minimum en début de matinée. Ce minimum est suivi d’une forte augmentation jusqu’en début d’après-midi où les concentrations marquent alors un palier. Dès la fin de l’après-midi une baisse sensible s’amorce. Celle-ci ralentit en soirée et reste constante durant la nuit (fig. 1.10). Parfois, et pour des raisons non abordées à ce stade de l’exposé, la baisse des concentrations d’ozone s’accélère à l’aurore et pendant la première ou les deux premières heures d’ensoleillement.

Cette dynamique de l’ozone s’explique par la dynamique de la CLA. En effet, après le lever du soleil, le réchauffement continu de la surface par le rayonnement solaire provoque par convection la formation de la couche de mélange. Celle-ci augmente durant la journée et atteint son maximum au cours de l’après-midi. Selon le contexte topographique notamment, l’épaisseur de CLA et donc de la couche de mélange qui occupe toute la CLA, atteint 1 km en moyenne. En soirée et tout au long de la nuit, le refroidissement radiatif de la surface entraîne un affaiblissement puis une suppression du brassage turbulent. La CLA se subdivise en une couche d’inversion thermique et une couche intermédiaire. Son épaisseur diminue et se résume en moyenne à une centaine de mètres. Au sein de la couche d’inversion thermique le brassage de l’air est donc très faible (en exceptant les cas de vents synoptiques forts), et l’ozone se tasse au sol par gravité où il est détruit par dépôt. En matinée dès le début de la convection une part d’ozone préservée durant la nuit au sein de la couche intermédiaire est rabattue en surface. Le recyclage d’ozone de la veille et la production d’ozone du jour même donnent lieu à la forte hausse des concentrations en matinée. A la mi-journée et alors que le brassage de la masse d’air dans la CLA est optimal, l’ozone atteint un niveau d’équilibre journalier pendant plusieurs heures. Enfin, le cycle recommence en début de soirée où la diminution de l’épaisseur de la CLA et la diminution progressive du brassage de l’air tassent l’ozone au sol. Le dépôt sec agit alors et détruit l’ozone tout au long de la nuit. Volontairement l’action des polluants primaires a été écartée pour mettre uniquement en valeur l’impact de la dynamique atmosphérique sur le cycle diurne de l’ozone. Toutefois, l’émission de polluants, par la circulation automobile notamment, perturbe les concentrations d’ozone à proximité plus ou moins immédiate des axes de circulation (cf. 1.3.3.1 et chapitre II).

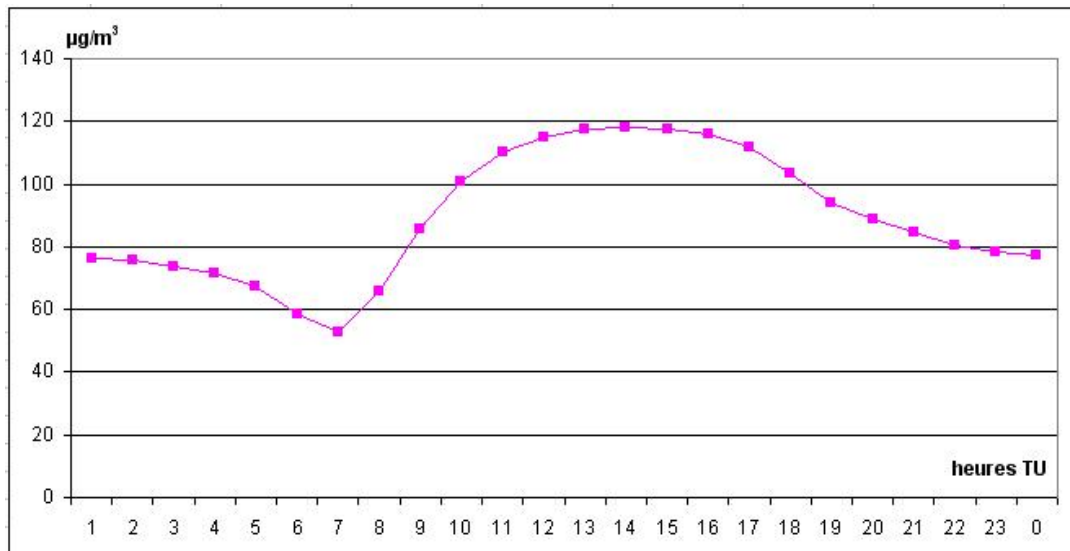


Figure 1.10 Moyennes horaires des concentrations d’ozone à Nice Botanique au cours des saisons photochimique de 1998 à 2005 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le choix d’implantation des sites de mesure de l’ozone doit donc toujours considérer les sources d’émission des polluants primaires et les caractéristiques topographiques. Si ce travail préalable n’est pas correctement effectué, la mesure ne sera peut être représentative que d’un comportement de l’ozone à micro-échelle alors que l’échelle de prédilection d’étude de ce gaz est la méso-échelle. En effet les régimes de brises thermiques, favorables à l’occurrence d’épisodes photochimiques, permettent des advections de masses d’air sur des distances de plus de 100 km au cours de la même journée.

CONCLUSION

L’ozone troposphérique est un enjeu environnemental planétaire mais ne bénéficie pas de toute l’attention qu’il mériterait. Occulté d’une part par son "cousin", l’ozone stratosphérique, qui a déjà passionné la communauté des scientifiques et celle des décideurs politiques dans les années 1980, l’ozone troposphérique arrive aujourd’hui loin derrière le fameux réchauffement climatique. Toutefois la hausse continue de son niveau de fond dans l’atmosphère est un frein à la volonté institutionnelle de diminuer les pics estivaux. En effet de manière mécanique plus le niveau de base est élevé et moins il est nécessaire de produire d’ozone pour dépasser certains seuils.

Les connaissances générales sur l’ozone troposphérique ont été rappelées dans ce premier chapitre. Ce polluant secondaire est produit au sein de masses d’air polluées, par les activités humaines ou par certains rejets biogéniques, sous l’influence du rayonnement ultraviolet. La méthode de mesure la plus précise et la plus fiable à l’heure actuelle semble être la mesure par absorption d’UV. L’intégralité des données utilisées dans les chapitres ultérieurs est établie selon cette méthode. Enfin la dernière partie de ce premier chapitre pose les bases des axes de recherches développés par la suite dans cette thèse. Outre la variabilité temporelle de l’ozone influencée par la succession des configurations synoptiques et des conditions météorologiques locales, la variabilité spatiale sera au centre du discours puisque le travail d’un géographe est avant tout de caractériser le comportement d’un phénomène dans l’espace.

CHAPITRE II

L’OZONE TROPOSPHERIQUE DANS LES ALPES-MARITIMES

INTRODUCTION

Après avoir défini le comportement général de l’ozone dans le temps et dans l’espace, ce chapitre se concentre sur la pollution atmosphérique dans les Alpes-Maritimes. L’association AtmoPaca (fusion de Qualitair et d’Airmaraix en 2007) dispose d’un réseau de surveillance de la qualité de l’air sur ce territoire depuis plus de 15 ans. Au fil du temps ce réseau s’est étoffé en faisant croître le nombre de stations enregistrant diverses concentrations de polluants. Au total quatorze stations d’ozone ont fonctionné depuis le début des mesures. Malheureusement ce suivi ne s’est pas toujours fait de manière synchrone et certains sites de mesure ont été contraints de fermer à la suite de divers problèmes. Ainsi l’historique des concentrations d’ozone est avant tout étudié station par station afin de définir les caractéristiques propres de chacune d’elles. Puis une première approche de la variabilité spatiale de l’ozone est proposée en optimisant le nombre de stations et la durée des mesures sur une période commune.

Cette période est composée de quatre années (2001 à 2004) et permet d’observer l’ozone dans neuf points du département. L’ensemble des traitements porte sur des moyennes horaires ou sur des maximums horaires journaliers. Après avoir défini les profils horaires journaliers par station, la variabilité interannuelle et l’intensité des relations entre les sites de mesure, des classifications subjectives puis objectives des stations sont établies. Par ailleurs les rythmes hebdomadaires de la pollution par l’ozone et des émissions de dioxyde d’azote permettent de mieux appréhender l’impact de la pollution primaire sur le comportement des stations d’ozone en milieu urbain ou en périphérie des villes. Enfin la notion de niveau d’équilibre d’ozone journalier est abordée. Sans se substituer aux maximums horaires journaliers, cette notion vise à préciser la durée pendant laquelle les concentrations d’ozone sont stables au cours de l’après-midi.

II.1 – DISPOSITIF DE SURVEILLANCE DE L’OZONE DANS LES ALPES-MARITIMES.

Le réseau de surveillance de la qualité de l’air dans les Alpes-Maritimes dispose de stations de mesure disséminées dans l’espace. Les sites de mesure ne sont pas tous les mêmes. La topographie, par son influence sur la dynamique de la couche limite atmosphérique, et les sources d’émission de polluants primaires agissent sur les concentrations d’ozone. Il est donc nécessaire de préciser la localisation des analyseurs d’ozone ainsi que les caractéristiques à micro-échelle pouvant affecter la mesure.

II.1.1 – Le réseau de mesure de l’ozone.

Les caractéristiques du site de mesure ont une influence tyrannique sur les concentrations observées. Parmi les quatorze stations d’ozone ayant permis le suivi de ce polluant depuis plus de quinze ans, douze sont implantées dans le sud du département au contact des zones urbanisées. Seules deux stations sont disposées dans l’arrière-pays montagneux (fig. 2.1). Les

stations se distinguent entre stations de col ou de vallon d’altitude, stations de versant et stations de fond de vallée ou de plaine. L’appartenance de chaque site de mesure à tel ou tel type d’environnement topographique a été établie de manière subjective. En outre, la localisation des sources d’émissions de polluants primaires est précisée dans chaque cas.

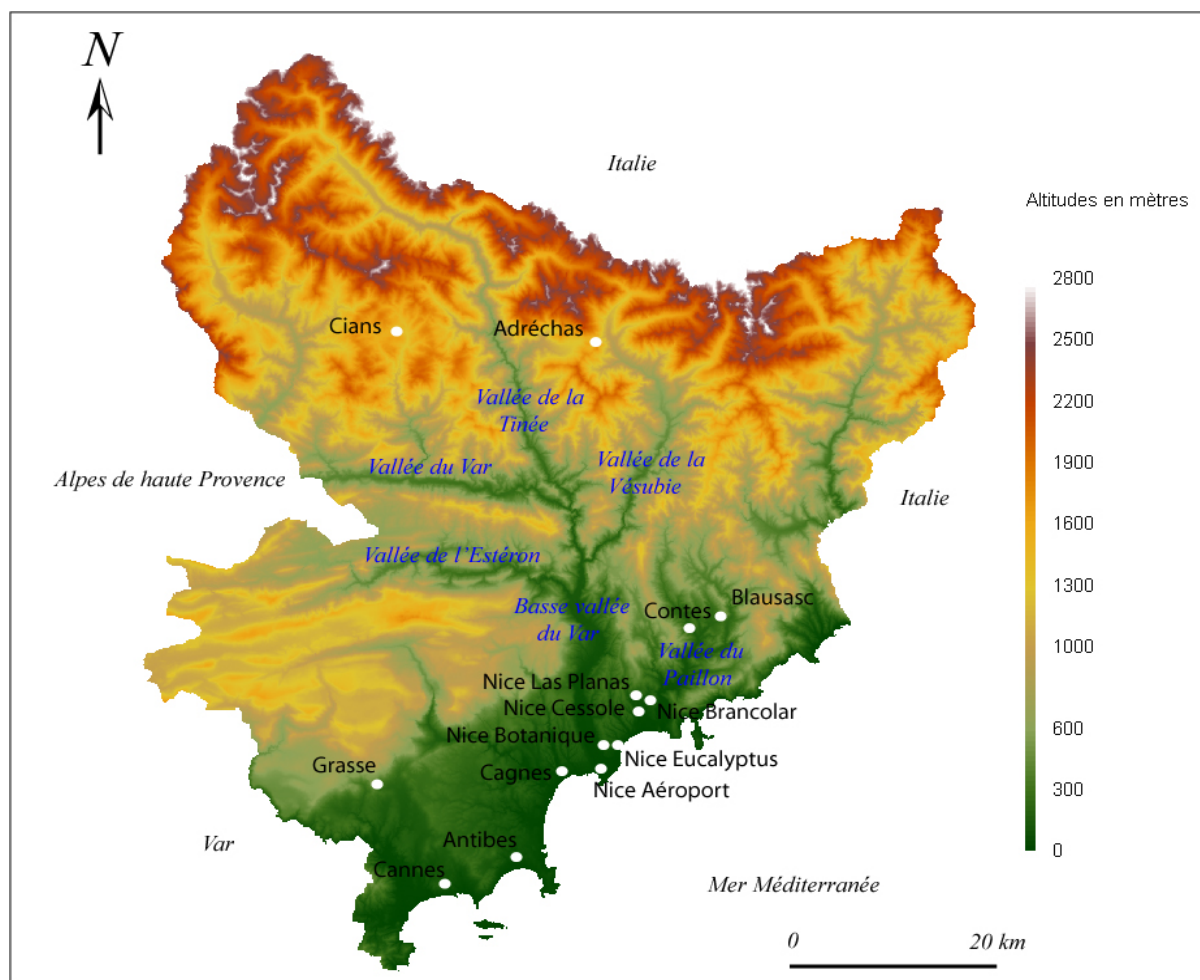


Figure 2.1 Localisation des analyseurs d’ozone dans les Alpes-Maritimes depuis la création du réseau de surveillance de la qualité de l’air AtmoPaca.

II.1.2 – Les sites de col ou de vallon d’altitude.

Deux analyseurs d’ozone d’AtmoPaca sont établis en altitude dans les Alpes-Maritimes. La station de l’Adréchas – La Colmiane se situe au col saint Martin à 1500 m d’altitude. L’abri est une cabane en bois où la tête de prélèvement (prise d’air) est placée sur le toit à environ 2,5 m du sol. L’environnement immédiat est composé d’arbres de plus de 10 mètres de hauteur laissant toutefois circuler l’air (fig. 2.2). La station du Cians est placée sur la façade de la mairie de Beuil au 2^{ème} étage à 1450 m d’altitude dans la haute vallée du Cians modérément vallonnée (fig. 2.3). Ces deux stations de mesures sont à l’écart des sources d’émissions de polluants primaires d’origine anthropique mais sont potentiellement fortement exposées aux émissions biogéniques étant donné le caractère forestier du nord du département. Cet arrière-pays montagneux est fréquemment dominé par un régime de brises thermiques durant la saison photochimique. Ainsi les masses d’air affectant ces sites d’altitude sont probablement advectées depuis des espaces localisés plus au sud des Alpes-Maritimes.



Figure 2.2 Photographie et topographie du site de l'Adréchas (vue oblique).



Figure 2.3 Photographie et topographie du site du Cians (vue oblique).

II.1.3 – Les sites de versant.

Les stations de Nice Botanique, de Grasse Clavecin et de Blausasc sont implantées sur des versants. A Grasse (350 m) une ligne de crête à 1200 m d'altitude domine la plaine vallonnée en contrebas à 100 m d'altitude. La station de mesure est localisée en centre ville au sein d'un parking entre des bâtiments (fig. 2.4). L'abri est une cabane en bois avec une prise d'air sur le toit à moins de 2,5 m du sol. Son exposition aux polluants émis par la circulation n'est pas négligeable. Au nord-est de Nice (15 km) le village de Blausasc (320 m) est bâti sur un versant dont la ligne de crête (650 m) domine le fond de la vallée du Paillon (200 m). La prise d'air de l'analyseur est placée sur la façade d'une maison à moins de 2 m au dessus du sol (fig. 2.5). Nice Botanique, à l'ouest de la ville, se positionne à mi-hauteur sur un petit versant de moins de 200 m d'altitude et à l'embouchure de la vallée du Var. L'abri est une cabane en bois où la tête de prélèvement est située sur le toit à plus de 2,5 m du sol. Ces deux dernières stations sont à environ 1 km d'un axe routier majeur.

Ces caractéristiques topographiques impliquent un régime de vent spécifique. A la différence des fonds de vallées, les versants sont généralement marqués par plus d'agitations nocturnes. Pour Nice Botanique, sa localisation à l'embouchure de la vallée du Var importe plus que l'implantation du site sur un versant (fig. 2.6). Ainsi, durant la nuit où les facteurs locaux s'expriment plus, la brise d'amont de la vallée du Var (renforcée par la brise de terre) inhibe la brise de pente locale.



Figure 2.4 Photographie et topographie du site du Grasse (vue oblique).

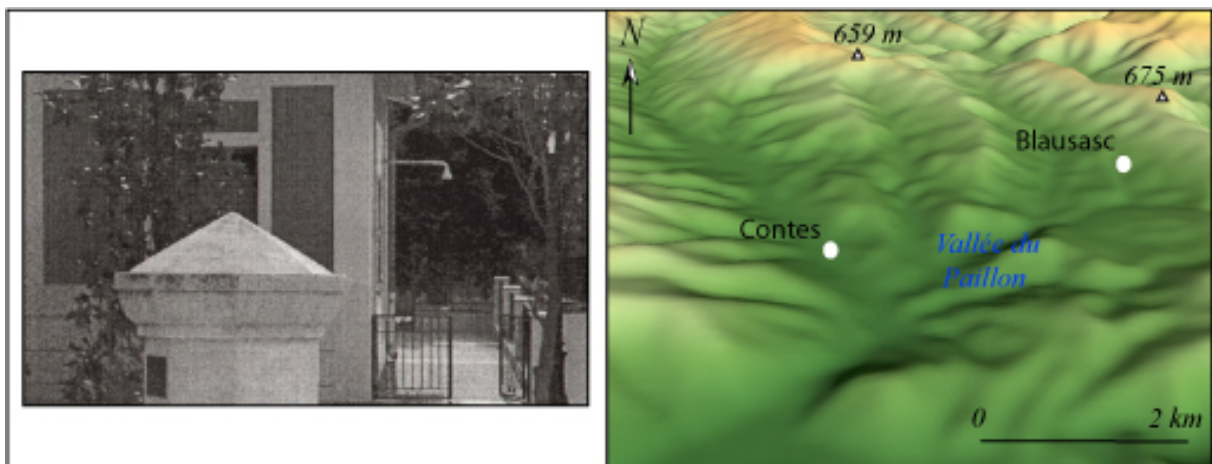


Figure 2.5 Photographie de la station de Blausasc et topographie des sites de mesures de Contes et de Blausasc (vue oblique).

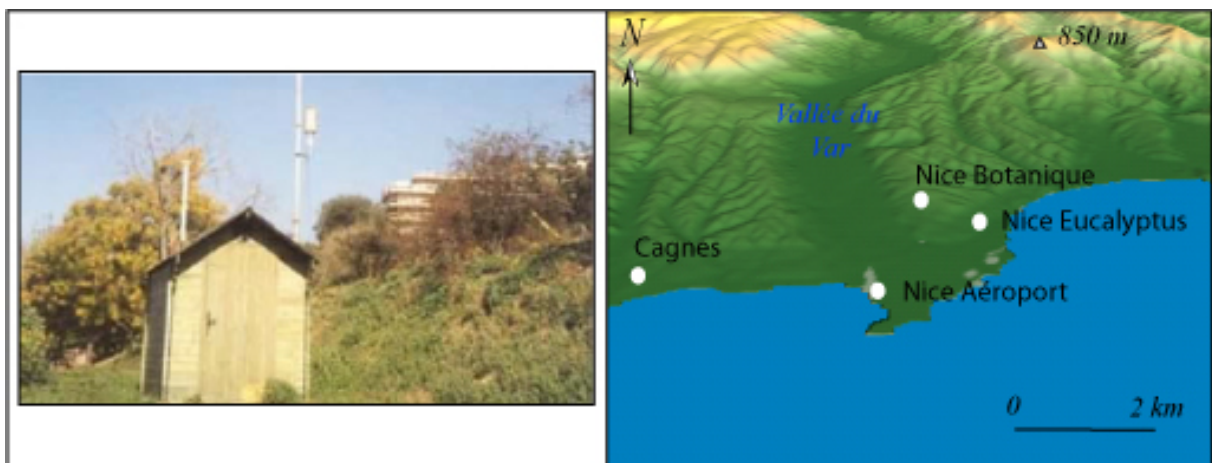


Figure 2.6 Photographie de la station de Nice Botanique et topographie des sites de Nice Botanique, de Nice Eucalyptus, de Nice Aéroport et de Cagnes (vue oblique).

II.1.4 – Les sites de plaine ou de fond de vallée.

Les neuf stations restantes sont toutes installées en plaine sauf celle de Contes implantée en fond de vallée (fig. 2.5). Les concentrations d’ozone de Contes ainsi que celles de Nice Aéroport ne sont pas étudiées dans les paragraphes suivants en raison d’un historique de

données trop faible. Les stations de Cannes, Nice Las Planas et de Nice Eucalyptus sont placées respectivement sur des façades d’école, de collège et de lycée au 2^{ème} ou au 3^{ème} étage. Celle de Nice Brancolar se distingue puisqu’elle est implantée au sommet d’un immeuble (annexe II.a). L’exposition des façades équipées de la tête de prélèvement des analyseurs d’ozone permet de capter la masse d’air advectée par la brise de mer en journée. Ainsi il semblerait que l’impact de la proximité de parois ne nuise pas à la mesure. Enfin les stations de Nice Cessole, d’Antibes et de Cagnes sont protégées par des cabanes en bois où la prise d’air s’effectue sur le toit à plus de 2,5 m du sol (fig. 2.7 et 2.8). Mis à part l’analyseur d’ozone de Contes, les huit autres sites de mesures sont situés dans un environnement urbain ou périurbain. L’influence des polluants primaires, issus de la circulation routière, sur les concentrations d’ozone est parfois très prégnante. Enfin les faibles distances entre la mer et ces neuf stations laisse penser qu’une alternance brise de mer/brise de terre régit le déplacement des masses d’air au dessus de ces espaces.



Figure 2.7 Photographie de la station de Nice Cessole et topographie des sites de Nice Cessole, de Nice Las Planas et de Nice Brancolar (vue oblique).

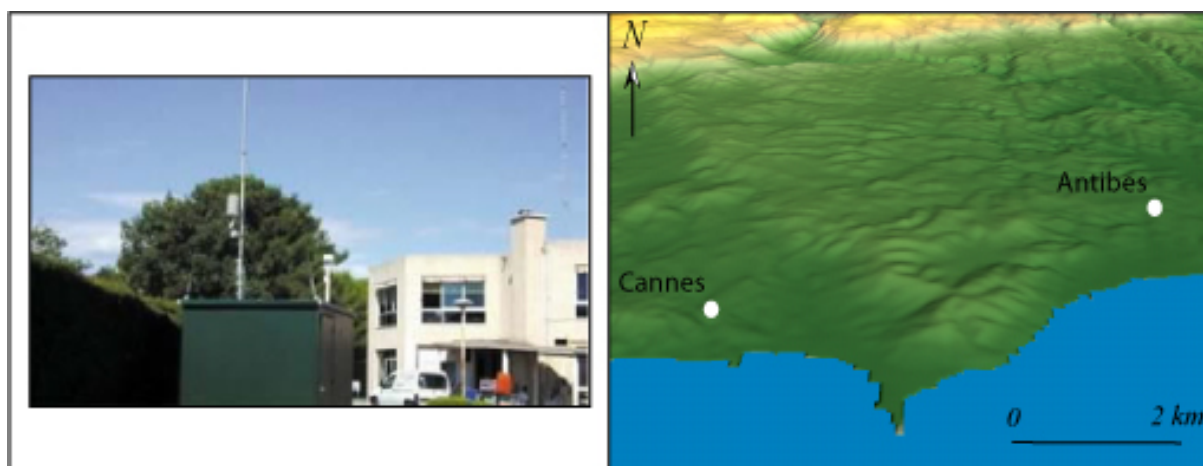


Figure 2.8 Photographie de la station d’Antibes et topographie des sites de mesures d’Antibes et Cannes (vue oblique).

Après avoir pris connaissance des principales caractéristiques du réseau de surveillance de la qualité de l’air dans les Alpes-Maritimes et avant même d’étudier le comportement de l’ozone dans chaque station, il convient d’effectuer un travail préalable de critique des données afin d’éliminer d’éventuelles erreurs sur les moyennes horaires et sur les maximums horaires journaliers notamment.

II.2 – CRITIQUE DES DONNEES.

Les sciences environnementales, et notamment la climatologie, ont généralement des variables à observer. Outre la simple observation visuelle, les instruments scientifiques permettent de quantifier l’intensité des phénomènes. Les mesures effectuées grâce à ces outils technologiques sont certes plus objectives que leurs simples évaluations par la sensibilité humaine, mais ne sont pas pour autant à l’abri d’erreurs. Plus la méthode de mesure est complexe et plus les données sont potentiellement exposées à un risque d’erreur.

Si la mesure de la température de l’air reste simple, l’évaluation des concentrations d’ozone demeure bien plus savante. La méthode la plus usitée à l’heure actuelle pour quantifier ce polluant secondaire est la photométrie (cf. I.2.1). La multitude de pièces qui composent un analyseur d’ozone engendre d’autant plus de sources d’erreurs de mesures possibles. Comme expliqué dans le paragraphe I.2.1.2, portant sur l’étalonnage et la maintenance d’un analyseur, les pièces composants cet appareil sont de deux types ; certaines subissent une usure normale et engendrent une dérive de la mesure qui s’amplifie dans le temps, tandis que d’autres cesseront brutalement de fonctionner. L’impact sur les concentrations enregistrées ne sera alors pas le même dans les deux cas. Dans le premier cas les anomalies seront très difficilement détectables sans l’aide de certains outils statistiques, alors que dans le second cas le changement soudain d’ordre de grandeur sera aisément repérable.

Quelque soit le type de problème technique affectant l’appareil de mesure, la conséquence immédiate sera l’absence de données pendant une période de temps plus ou moins importante ; pire encore, les données seront disponibles mais elles seront fausses sans que cela ne soit clairement indiqué... Ces lacunes ou ces anomalies peuvent alors être comblées ou détectées en fonction de la variabilité du phénomène considéré dans d’autres portions de l’espace. Les outils statistiques qui vont être utilisés reposent sur la loi normale (loi de Gauss) ; il convient avant tout de vérifier la normalité des variables étudiées.

II.2.1 – Loi de distribution statistique des concentrations d’ozone.

La majorité des phénomènes naturels sont distribués selon une loi gaussienne ; les événements moyens et les événements les plus proches de la moyenne présentent la plus grande fréquence d’apparition tandis que les événements extrêmes ont des périodes de retour très élevées en comparaison. Est-ce que les concentrations moyennes horaires et les maximums horaires d’ozone suivent une loi normale ?

Les calculs portant sur les moyennes horaires n’intègrent pas l’ensemble des données de la première à la dernière heure de mesure de chaque station. En effet il semblerait que le comportement de l’ozone (mais également celui du dioxyde d’azote) ne soit pas influencé par les mêmes facteurs tout au long de la journée (cf. II.3). Ainsi le phénomène mesuré chaque heure n’est pas tout à fait identique ; autrement dit chaque moyenne horaire est une variable différente et mérite donc d’être considérée séparément des vingt-trois autres. La vérification de la normalité des variables est effectuée pour 0h et 12h uniquement afin d’alléger la somme des traitements d’une part, mais également pour sonder deux niveaux de pollution différents (pour le NO₂ la moyenne horaire de 7h est préférée à celle de 12h puisque les niveaux atteints sont plus élevés lors des pics de circulation du matin). Les maximums horaires journaliers subissent également cette procédure. Les résultats vont globalement dans le même sens pour l’ensemble du réseau de mesure (fig. 2.9 et annexe II.b). Les distributions sont gaussiennes sauf pour les moyennes horaires nocturnes dans les stations où les niveaux sont proches de zéro comme à Nice Cessole. Cette borne entraîne un biais dans la fonction de répartition des concentrations. Cependant selon les sites de mesures ces niveaux très faibles ne sont pas

atteints durant la nuit et la distribution des moyennes horaires à 0h est gaussienne (sites d’altitude par exemple). Par ailleurs dans quelques cas les maximums horaires journaliers ne présentent pas une distribution normale au sens statistique ; afin d’éliminer des erreurs éventuelles de mesure, ces maximums absolus sont écartés ; dans tous les travaux ultérieurs portant sur les maximums horaires les calculs intègrent en réalité les deuxièmes plus fortes moyennes horaires journalières.

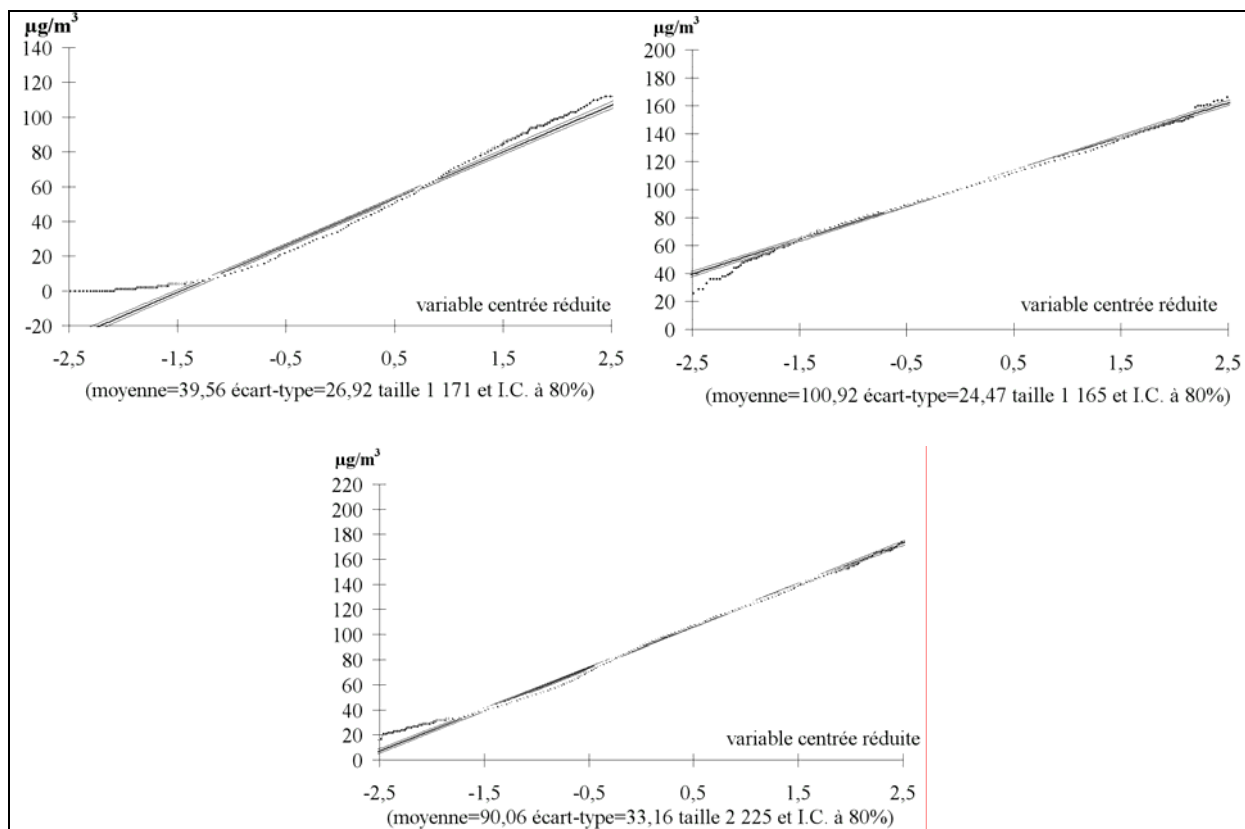


Figure 2.9 Ajustement à la loi normale des moyennes horaires à 0h (en haut à gauche) et à 12h (en haut à droite) et des maximums horaires d’ozone à Nice Cessole (au centre en bas) de 1998 à 2005.

II.2.2 – Comblement des lacunes.

Les traitements dans ce chapitre mais surtout ceux accomplis dans le chapitre IV (Ozone et circulation atmosphérique) exigent des matrices de données complètes afin d’établir des liens entre les concentrations horaires maximales d’ozone et des variables météorologiques. En effet le calcul de coefficients de corrélation élimine chaque observation (ligne du tableau / date de mesure) qui n’est pas renseignée pour une des variables (colonne du tableau / site de mesure). Pour conserver le plus d’observations il faut donc combler les lacunes recensées.

Cette opération est menée à partir d’analyses en composantes principales (ACP). Par un processus itératif les valeurs manquantes sont reconstituées. L’étape préliminaire consiste à estimer les valeurs à partir de la moyenne des variables centrées réduites de chaque observation. Ainsi les ACP itératives peuvent être effectuées sur la nouvelle matrice complétée de manière « rustique ». Cette technique permet d’alimenter les vides en se servant de la partie la plus fiable du tableau de données. Elle est nettement plus avantageuse qu’une simple technique de régression où le choix des variables explicatives devient vite inextricable et où les erreurs ponctuelles ou systématiques affectant certaines observations sont répétées (Laborde, 1998).

Cette démarche est effectuée uniquement sur les maximums horaires journaliers dans neuf sites de mesures pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004 pour des raisons détaillées plus loin (concordance des périodes de fonctionnement des stations de mesure d’ozone notamment). Une distinction est faite entre les deux stations au nord du département et les sept autres. Ayant un comportement parfois fort différent, en fonction des situations météorologiques, de celui des stations implantées dans le sud, le comblement des lacunes se fait séparément pour l’Adréchas et le Cians. Enfin les vingt-quatre moyennes horaires journalières ne subissent pas ce traitement puisqu’elles ne sont destinées qu’à établir des profils moyens diurnes d’ozone ou de dioxyde d’azote par site de mesure sur plusieurs années ; la présence de lacunes n’a certainement qu’un impact mineur sur les moyennes et leurs variabilités.

II.2.3 – Détection des anomalies.

Certains outils permettent de mettre à jour d’éventuelles erreurs de mesures. Cependant d’un point de vue statistique il s’agit seulement d’anomalies (événements ayant une faible probabilité de se produire) par rapport à des hypothèses de distribution statistique et pour un certain seuil de détection. Ces valeurs sont ensuite soumises à l’expertise du chercheur afin de déterminer la raison pour laquelle elles s’écartent du reste de l’échantillon. Après vérification il convient alors de les valider, de les corriger ou même de les supprimer. Deux types d’erreurs sont possibles : les erreurs accidentelles qui sont ponctuelles, et les erreurs systématiques qui concernent une portion de série de mesures. Toutefois certaines anomalies statistiques ne sont pas des erreurs de mesures mais des erreurs d’échantillonnage causées par des phénomènes exceptionnels ou des ruptures de stationnarité induites par des changements de tendance.

La détection d’anomalie dans une série de mesures nécessite de disposer d’une série de référence jugée sans erreur et raisonnablement corrélée à la variable qui est testée. Comme pour combler les lacunes, le recours à une ACP sur la matrice de données d’ozone est nécessaire pour produire cette série dite de référence (première composante principale) : celle-ci est fiable et chacune des autres séries peut y être comparée :

- La détection des erreurs accidentelles part du principe que pour une variable gaussienne la probabilité que les variables centrées réduites (u) soient comprises dans un intervalle donné est de x pourcents ; par exemple il y a 90 % de chance de voir u compris entre -1,96 et 1,96. Si des valeurs sortent de cet intervalle, elles ont une probabilité d’être dues au hasard suffisamment faible pour être vérifiées ; ces valeurs constituent des anomalies ponctuelles. Cependant si le nombre d’erreurs est important dans la série de mesures à vérifier alors l’estimation de la moyenne, de l’écart-type et du coefficient de corrélation seront modifiés fortement et ne permettront éventuellement plus de mettre en lumière les anomalies. La prudence conduit alors à vérifier que la distribution des résidus de régression est bien gaussienne.

- La détection d’anomalie systématique est fondée uniquement sur l’analyse des résidus de régression entre la variable à vérifier et la variable de référence. Il s’agit d’étudier le cumul des résidus dans le temps. Si la série de mesures n’est pas affectée par une rupture de stationnarité alors le cumul des résidus reste dans un intervalle de confiance défini (à 98, 95 ou 90% par exemple). Par contre dès que la courbe du cumul sort de cet intervalle alors les données correspondantes ont un faible pourcentage d’être dues au hasard (moins de 2, 5 ou 10 % par exemple). Dans la pratique il n’est pas rare de rencontrer plusieurs ruptures de stationnarité affectant la même série de mesures au cours d’une période de temps donnée. Les cumuls de régression restent parfois artificiellement dans l’intervalle de confiance choisi. Il

convient alors de découper la série chronologique en plusieurs segments afin de mettre en évidence d’éventuelles ruptures.

Ces procédures ont été effectuées sur les maximums horaires journaliers de neuf stations d’ozone pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004. Dès qu’une quelconque erreur était détectée alors l’ensemble des moyennes horaires journalières était également visualisée. Une distinction entre les stations nord et les stations sud des Alpes-Maritimes a de nouveau été adoptée. De plus les saisons photochimiques étant séparées par un intervalle de temps de six mois, chaque saison photochimique a été traitée séparément. Les erreurs ponctuelles ont chacune été vérifiées par comparaison directe avec les stations les plus proches. Les valeurs considérées comme aberrantes ont été supprimées, puis ces nouvelles lacunes ont été complétées par la même technique que dans le paragraphe précédent. Enfin les erreurs systématiques ont été plus problématiques ; en effet si de nombreux cas ne sont pas affectés par des ruptures de stationnarité, quelques uns sont apparemment marqués par de brusques changements de tendance (fig. 2.10). Les cas de Blausasc et de Nice Cessole en 2003 sont caractérisés par une rupture des cumuls de résidus en milieu de saison. Il semblerait qu’une défaillance technique en soit la cause. Les données concernées sont donc supprimées puis les lacunes sont comblées.

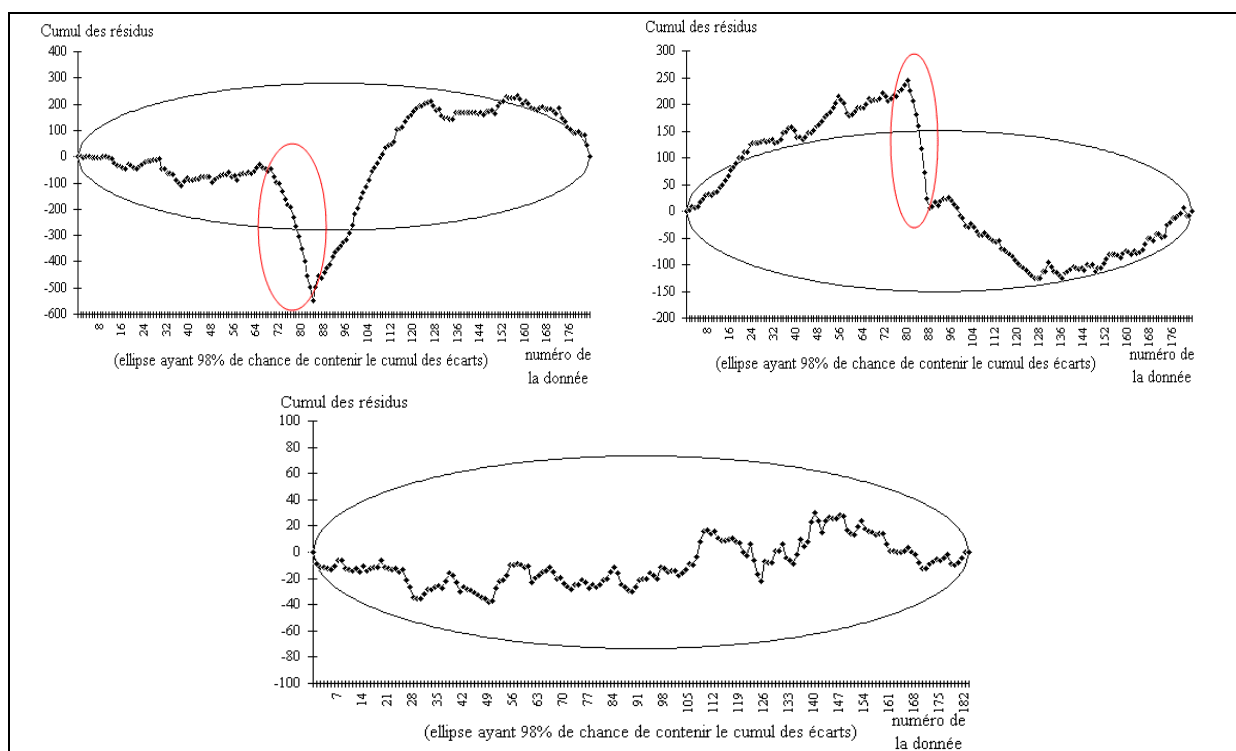


Figure 2.10 Détection d’anomalies systématiques sur les stations de Blausasc et Nice Cessole en 2003 (en haut à gauche et à droite respectivement) et sur celle de Nice Botanique en 2001 (en bas).

Le résultat de ces analyses ne permet pas d’affirmer que les séries d’ozone ne subissent aucune rupture de stationnarité, mais après consultation du responsable de la maintenance des stations de mesures des Alpes-Maritimes d’AtmoPaca, il est permis de penser que tout est mis en œuvre pour assurer la plus grande fiabilité possible aux données mesurées : la maintenance des analyseurs d’ozone est très fréquente puisque tous les trois mois les appareils sont ré-étalonnés dans chaque station à l’aide d’un générateur d’ozone. De plus les filtres à particules sont changés et les pièces nécessitant un remplacement sont modifiées. Cependant la technique de mesure étant très complexe, il semblerait que le seul fait d’intervenir un composant ancien, mais non défaillant, par un neuf induise une légère modification du comportement de l’appareil.

II.3 – VARIABILITE INTRA-JOURNALIERE DE L’OZONE.

Les cycles moyens journaliers des teneurs en ozone présentent des différences nocturnes mais également des niveaux divers en cours d’après-midi en fonction des sites. Les concentrations de dioxyde d’azote disponibles dans quelques stations permettent d’expliquer en partie ces différences sans toutefois isoler l’influence de la topographie de celle de la pollution primaire. Les comportements journaliers des concentrations d’ozone ont été établis pour chaque station sur la période complète de fonctionnement de la station. De plus un profil journalier par mois, d’avril à septembre, est présenté. L’intégralité des heures mentionnées est en Temps Universel (TU), il convient donc d’ôter 2h à ce système de référence pour obtenir l’heure légale française de fin mars à fin octobre.

II.3.1 – Régime diurne d’ozone en altitude.

II.3.1.1 – Station de l’Adréchas.

Eloigné des axes de circulation routiers, ce site de mesure connaît des concentrations d’ozone majoritairement gouvernées par la topographie et le régime de ventilation qui en découle. Le rythme quotidien de l’ozone comporte quatre phases (fig. 2.11). Des les premières heures d’ensoleillement (6h en moyenne) au tout début de l’après-midi (11h), les niveaux d’ozone augmentent lentement (phase 1). Dès 11h la hausse des concentrations s’accélère jusqu’à 14, 15 ou 16h en fonction des mois (phase 2). Puis après avoir formé un léger plateau, une baisse aussi rapide que la hausse précédente s’amorce à 17h environ (phase 3). Cette première baisse est suivie d’une deuxième moins forte en intensité dès 22h (phase 4). Celle-ci perdure jusqu’au lendemain 6h où le cycle recommence.

Excepté le mois d’avril où les variations sont moins nettes, les cinq autres mois s’ajustent plutôt correctement au modèle exposé ci-dessus. Seules les valeurs absolues diffèrent au fil des mois. Juin, juillet et août sont les plus affectés avec des concentrations maximales de l’ordre de 135 à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enfin des teneurs relativement élevées sont enregistrées la nuit ; les niveaux les plus faibles sont supérieurs à 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les écarts-types sont plus forts durant la journée et pendant les mois de juillet, août et septembre (annexe II.c).

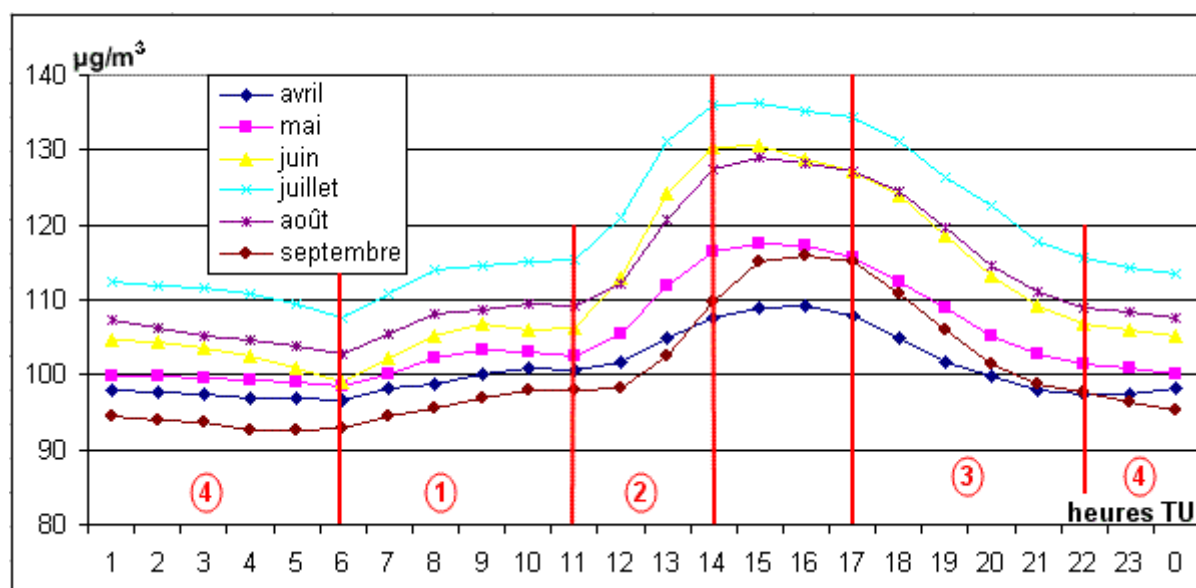


Figure 2.11 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à l’Adréchas au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.

II.3.1.2 – Station du Cians.

Située dans le même type d’environnement que l’analyseur de l’Adrèchas, la station du Cians rencontre une variabilité des concentrations d’ozone très proche. Toutefois les quatre phases identifiées précédemment sont légèrement différentes ; tout d’abord la hausse dès les premières heures d’ensoleillement est plus forte. Les teneurs en ozone bondissent de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne en 2h. L’ampleur de cette hausse est due à de plus faibles valeurs d’ozone durant la nuit. La seconde phase de progression débute moins brutalement vers 12h. Son amplitude est moins forte également. Par ailleurs la première baisse s’amorce à 17h et se poursuit jusqu’à 22h ; elle est plus puissante avec une destruction de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 5h. Enfin au cours de la nuit les concentrations d’ozone diminuent très légèrement (fig. 2.12). Les écarts-types sont plus forts durant la journée et pendant les mois de juillet, août et septembre.

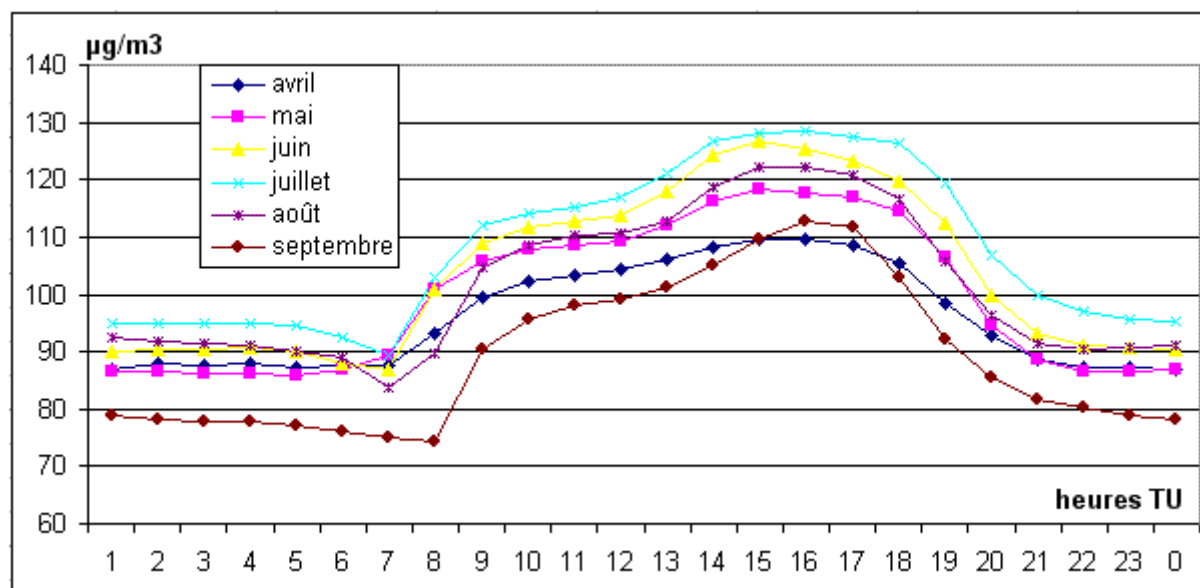


Figure 2.12 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone au Cians au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.

Chaque phase précitée est guidée par la dynamique de la CLA et mérite des précisions détaillées car contrairement à ce que la littérature indiquait (cf. I.3.3.2) il semblerait que les facteurs expliquant la variabilité diurne des concentrations d’ozone ne soient pas si simples et nets que dans le modèle proposé par G. Toupance (1988). En effet, l’aspect le plus troublant est la comparaison de l’intensité de la baisse d’ozone en phase 3 par rapport à l’intensité de la baisse en phase 4. Dans une atmosphère épargnée par les oxydes d’azote dans ces deux stations, comment expliquer la forte diminution de l’ozone en fin d’après-midi ? De plus comment justifier la très faible destruction d’ozone durant la nuit ? L’explication la plus logique revêt trois facteurs :

- *Facteur topographique* : les sites de l’Adrèchas et du Cians ne sont pas sur un sommet mais sur un col et sur un vallon d’altitude respectivement. Or la phase 1 (première hausse) est assimilable à un recyclage d’ozone contenu dans la couche intermédiaire en site de plaine ou de fond de vallée. Il semblerait donc que ces deux stations soient concernées par une couche d’inversion thermique durant la nuit malgré leur altitude.

- *Facteur chimique* : les vitesses de dépôt sec d’ozone sont dépendantes des propriétés physiques de la surface avec laquelle l’ozone réagit, mais également des vitesses d’apport de l’ozone au voisinage de la surface (cf. I.1.2.5). Or dans le nord des Alpes-Maritimes les surfaces potentielles permettant le dépôt sec d’ozone sont majoritairement les espèces végétales et les rochers aux altitudes supérieures à 1800 - 2000 m.

- *Combinaison des facteurs* : à 17h, alors que le soleil est déjà masqué par le relief, et que la couche de mélange s’amincie, la convection certes réduite, persiste encore. Cette turbulence provoque des vitesses d’apport d’ozone au voisinage des surfaces plus fortes que durant la nuit où la couche d’inversion thermique inhibe le brassage de l’air. De plus la lumière étant toujours présente, l’activité photosynthétique de la végétation intervient encore en faveur de la destruction d’ozone par dépôt. Ainsi l’intensité du dépôt sec semblerait plus puissante en fin d’après-midi et en début de soirée ; cette intensité se réduirait en fin de soirée (21h) avant de demeurer faible et constante jusqu’au lendemain. Cette analyse est une hypothèse qui pourrait être validée par des données nocturnes de vitesses de vent dans les deux sites. Malheureusement seule la station de l’Adréchas était équipée d’une station météorologique qui s’est révélée défectueuse et dont les données sont inexploitable.

Seule la phase 2, l’augmentation des concentrations d’ozone à 11h, n’est pas uniquement provoquée par un facteur local. Comme il en sera fait mention dans les paragraphes suivants, l’heure moyenne des maximums horaires observés par les analyseurs d’ozone du sud des Alpes-Maritimes précède l’heure moyenne à laquelle les niveaux d’ozone les plus forts sont enregistrés dans l’arrière-pays montagneux. Aucune source d’émission suffisante d’oxydes d’azote, composés chimiques majoritairement responsables de la production d’ozone, n’est localisée en montagne. Les fortes hausses d’ozone en milieu de journée dans le nord du département ne seraient donc pas imputables à une production locale mais plus à un mécanisme d’advection d’air chargé en ozone via un régime de brises thermiques par situations synoptiques propices à leur expression. Cette hypothèse précise qu’il est fortement improbable que les fortes concentrations d’ozone dans le nord des Alpes-Maritimes soient produites localement, mais n’indique en aucune manière le lieu de formation de ces fortes teneurs. Cette discussion sera l’objet des chapitres VII et VIII.

II.3.2 – Régime diurne d’ozone sur les versants.

Les trois stations d’ozone installées sur des sites de versants (Nice Botanique, Blausasc et Grasse) sont regroupées dans le sud du département à proximité, et parfois même au sein des zones urbanisées. Outre les facteurs topographiques et météorologiques, l’intensité de la pollution primaire émise par la circulation routière affecte les concentrations d’ozone. Les concentrations de dioxyde d’azote (mais malheureusement pas celles de monoxyde d’azote) sont mesurées dans la station de Grasse en plus des concentrations d’ozone. En distinguant notamment le rythme hebdomadaire des teneurs en dioxyde d’azote, alors la part d’influence de chaque facteur sur l’ozone est quantifiable.

II.3.2.1 – Station de Nice Botanique.

Située à l’embouchure de la vallée du Var et à proximité de la mer, cette station subit l’alternance des brises de vallée et de montagne (ou brises de mer et de terre). La variabilité intra journalière des concentrations d’ozone est très différente de celle des teneurs d’ozone dans les stations précédentes d’altitude.

Une seule forte augmentation de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ environ se produit de 7h à 12h (fig. 2.13). Cette hausse est à la fois induite par le recyclage d’ozone de la veille contenu dans la couche intermédiaire, et par la production photochimique du jour même. Pendant plusieurs heures les concentrations stagnent, la courbe forme un plateau. La durée de cet équilibre photochimique est plus longue au cœur de l’été (environ 4-5h). En juin, juillet et août la conjonction des plus longues durées d’insolation (juillet étant quasiment le symétrique de juin) et des conditions météorologiques très stables et chaudes (temps anticyclonique et brises thermiques) permettraient à la fois un développement rapide et une durée de vie longue de la couche de

mélange. A la différence, les mois d’avril, mai et septembre sont marqués à la fois par des durées d’insolation plus faibles (excepté mai qui est quasiment le symétrique d’août) et par des conditions météorologiques plus perturbées et plus fraîches. Ainsi la couche de mélange se développe moins rapidement, la convection étant moins puissante ; le soleil déclinant plus tôt, l’épaisseur de la couche de mélange faiblit également plus tôt et provoquerait la destruction de l’ozone par dépôt sec à une heure plus précoce qu’au cours des mois de juin, juillet et août.

Seul point commun avec la variabilité de l’ozone dans les deux sites d’altitude, la faible destruction d’ozone durant la nuit. Dès 19h pour avril, mai, septembre et un peu plus tardivement pour les mois d’été, la décroissance des concentrations d’ozone marque une inflexion. L’hypothèse la plus vraisemblable serait à nouveau la faiblesse de la vitesse du vent qui induirait de plus faibles vitesses d’apport d’ozone au voisinage des surfaces ; l’intensité du dépôt sec serait donc réduite par rapport à la fin de l’après-midi et le début de soirée. Par ailleurs en fin de nuit (vers 4-5h) une nouvelle inflexion de la courbe indique une hausse soudaine de la destruction d’ozone. A ce stade et ne disposant pas d’indications, pour cette station, sur les concentrations en pollution primaire il est impossible de formuler une hypothèse solide.

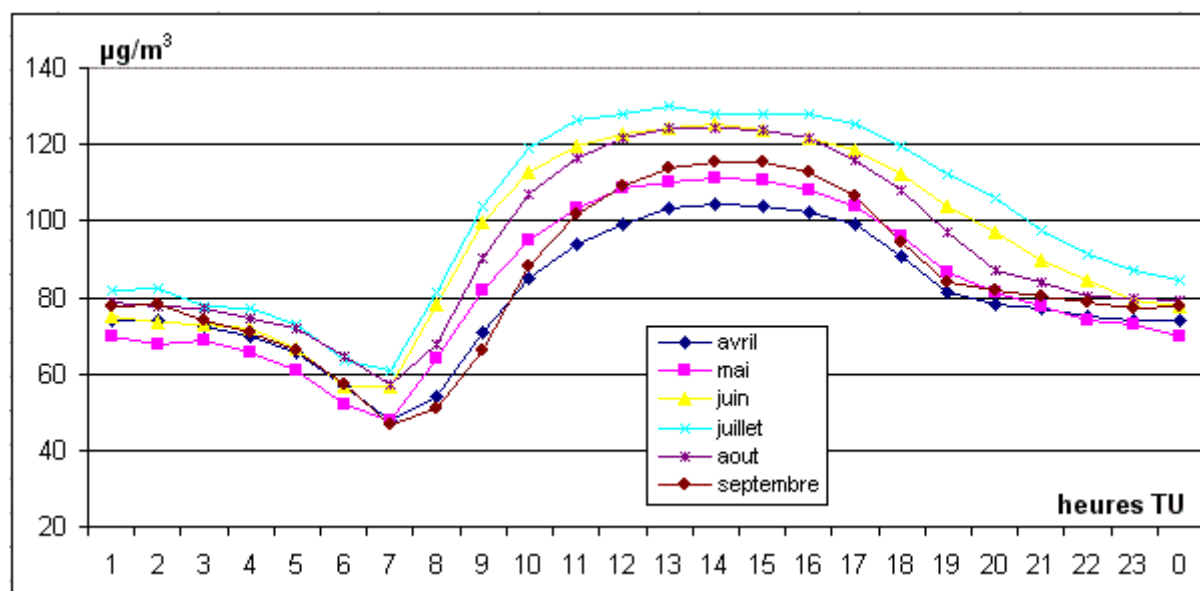


Figure 2.13 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Nice Botanique au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.

II.3.2.1 – Station de Blausasc.

Si le site topographique est comparable à celui de Nice Botanique, la configuration de la station à micro-échelle est particulière. Comme le montre la figure 2.5 (cf. II.1.3) la grande proximité de la façade de la maison et de la surface du sol doit influencer les concentrations d’ozone. Si dans la journée l’évolution des teneurs en ozone est semblable à celle observée à Nice Botanique, durant la nuit le comportement de cette station n’a rien de comparable. En effet l’intensité de la baisse dès 17h est identique à l’intensité de la hausse dès 8h (fig. 2.14). Mais l’aspect le plus marquant est la stabilité des concentrations tout au long de la nuit. A partir de 23h et jusqu’à 5h aucune perte d’ozone n’est observée. Une très faible baisse est notable de 5h à 6h avant le début d’un nouveau cycle diurne. Encore une fois l’absence d’informations sur la vitesse et la direction du vent et sur la pollution primaire nuit à la

formulation d’hypothèses sur la variabilité de l’ozone dans cette station. Toutefois il semblerait que la position d’abri de l’analyseur nuise au dépôt sec pendant la nuit.

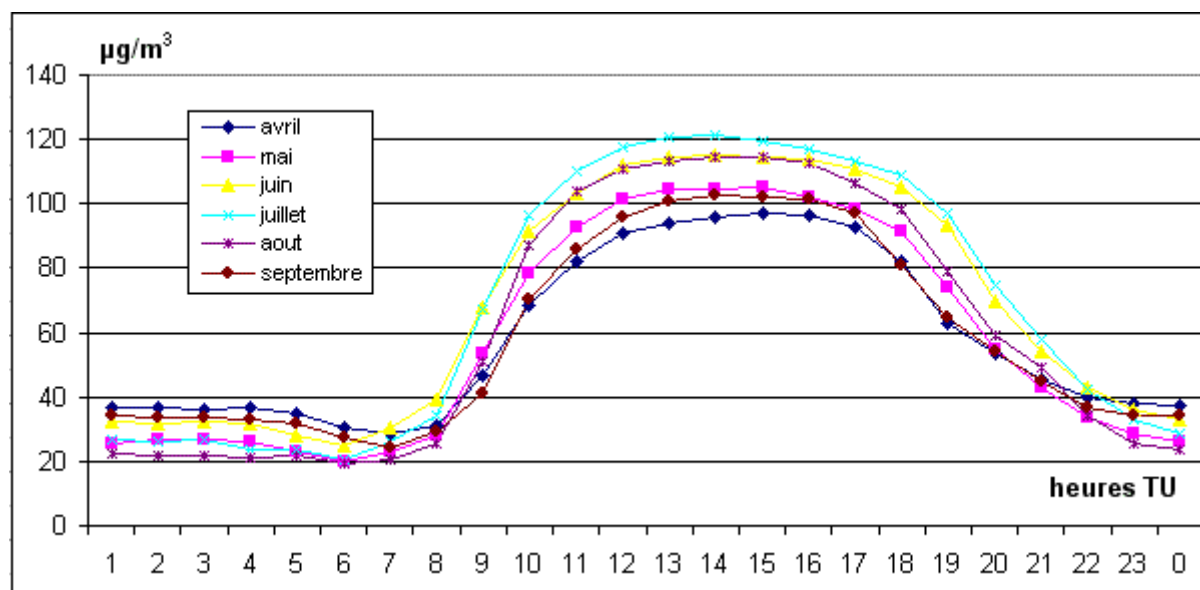


Figure 2.14 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Blausasc au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2004.

II.3.2.1 – Station de Grasse.

Le cycle diurne de l’ozone à Grasse est plutôt atypique mais s’explique indirectement grâce aux concentrations de NO₂ disponibles dans cette station de mesures. En effet l’ozone est détruit par le NO et il aurait été plus pertinent de commenter la variabilité de l’ozone en disposant de celle du NO. Toutefois, le NO et le NO₂ sont très liés. En début de journée le pic de NO₂ est précédé par celui de NO de seulement quelques dizaines de minutes à une ou deux heures en fonction du type de station (cf. fig. 1.1). Des trois sites de versant présents dans les Alpes-Maritimes, celui-ci est installé sur le plus grand versant. L’impact sur le régime de vent, notamment la nuit, est probablement plus sensible que pour les deux stations précédentes ; une brise de pente renforcée par le flux général de brise de terre est probable.

La hausse de l’ozone débute entre 7h et 8h alors même que le NO₂ initie une forte baisse (fig. 2.15 et 2.16). Cette augmentation est généralisée d’avril à septembre jusqu’à 12h où les teneurs en NO₂ connaissent leur minimum de période insolaire. Progressivement la pollution primaire repart à la hausse dans le courant de l’après-midi et marque un second maximum à 18h ou 19h. Une forte baisse s’ensuit jusqu’à 3h du matin. Parallèlement l’ozone décroît pour se stabiliser après 19h ou 20h en mai, juin, juillet et août avant d’amorcer une légère hausse de 22h à 1h. Celle-ci débute immédiatement après le minimum de 18h pour les mois d’avril et septembre. Enfin une forte destruction d’ozone intervient dès 4h et jusqu’à 6h ou 7h de manière synchrone à la forte hausse du NO₂. Ainsi à travers la description de l’évolution du NO₂, celle du NO peut être envisagée selon le modèle consensuel exposé dans le chapitre I. La prégnance de ces derniers sur les concentrations d’ozone apparaît majeure afin d’expliquer le cycle diurne de ce polluant secondaire dans la station de Grasse. Cependant si le comportement théorique du NO en matinée permet de comprendre celui de l’ozone, ce n’est plus le cas en fin de journée ; au cours de cet intervalle de temps les concentrations réelles de NO font ainsi cruellement défaut afin de mieux comprendre la variabilité de l’ozone.

Par ailleurs l’influence de la dynamique de la CLA n’est pas négligeable. En effet la hausse d’ozone en matinée est en partie le fruit de l’évolution de la couche de mélange, tout comme la diminution des teneurs en fin d’après-midi qui est à la fois guidée par la pollution

primaire mais aussi par l’évolution de l’épaisseur de la couche de mélange. L’augmentation d’ozone en deuxième partie de soirée serait le résultat d’une advection d’air plus chargé en ozone et certainement pas la conséquence de réactions photochimiques rendues impossibles par l’absence de rayonnement. Ainsi la brise de pente, induite par le versant sur lequel la station de Grasse est implantée, advecterait une masse d’air plus chargée en ozone et située à une altitude supérieure sur le versant. Cet ozone ne serait alors plus détruit puisque les concentrations de dioxyde d’azote sont très faibles durant la nuit. Cette hypothèse simplifie la variabilité de l’ozone intra journalière. L’identification de la part d’influence de la pollution primaire de celle de la dynamique de la couche de mélange est probablement moins évidente.

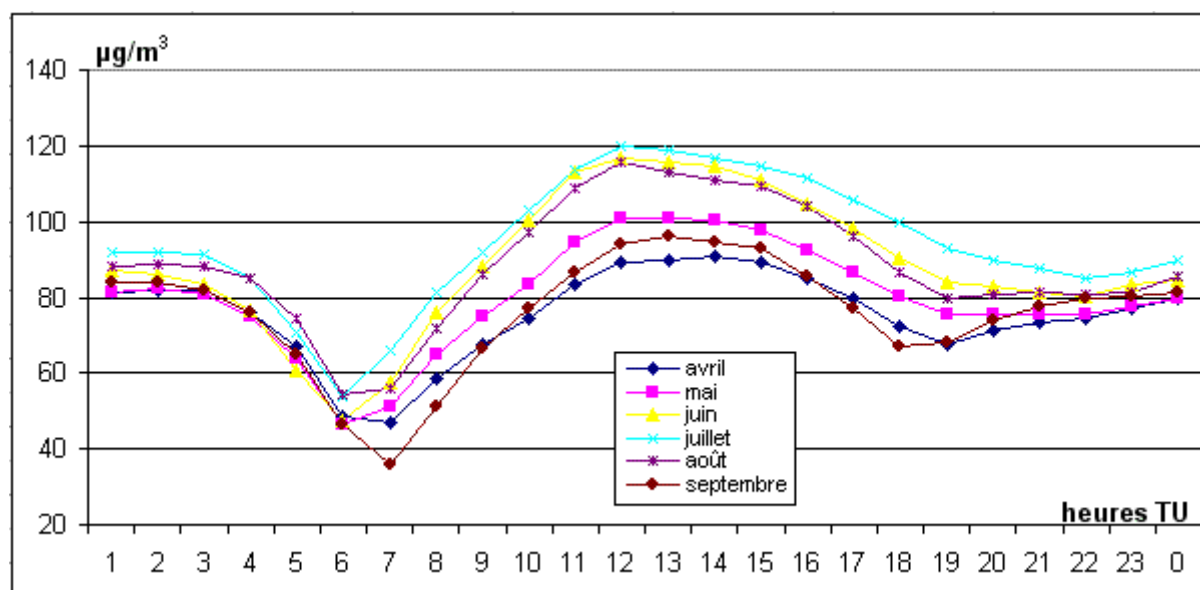


Figure 2.15 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.

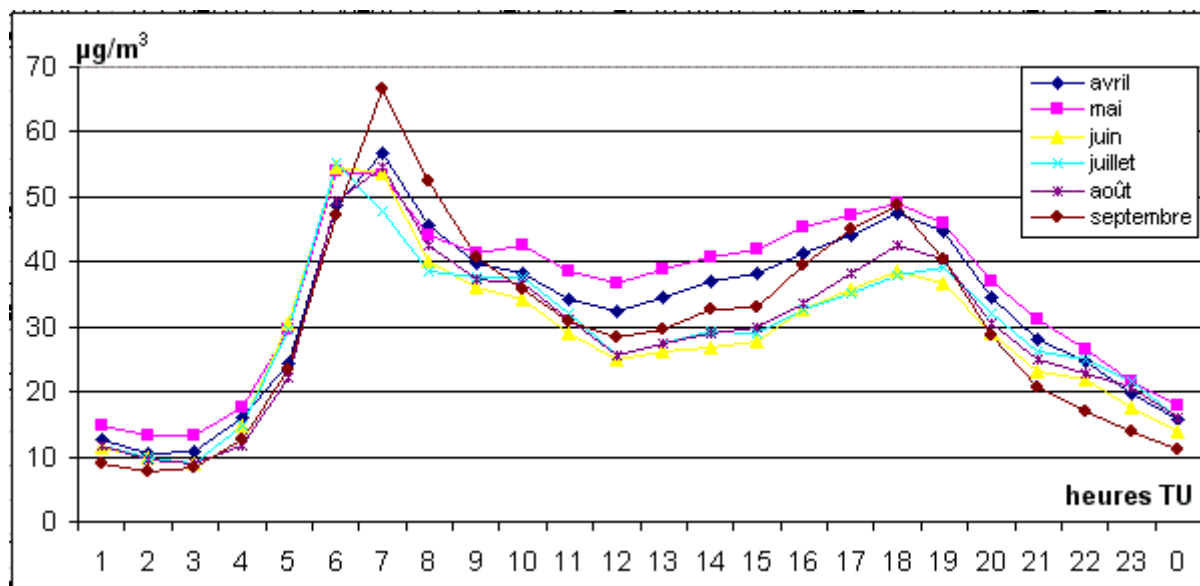


Figure 2.16 Moyennes horaires mensuelles des concentrations de dioxyde d’azote à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.

Afin de préciser ces parts d’influence respectives, l’établissement des profils journaliers d’ozone et de dioxyde d’azote en fonction du jour de la semaine apporte quelques indications précieuses (fig. 2.17 et 2.18). Le rythme diurne des deux espèces de polluants atmosphériques

est le même tout au long de la semaine ; cependant les courbes moyennes ont la même forme mais n’ont pas les mêmes amplitudes. Ceci est particulièrement vrai pour le samedi et le dimanche où les émissions de polluants primaires connaissent une sérieuse baisse en raison de la diminution des mouvements pendulaires. L’impact sur l’ozone est très net avec par exemple une bien plus faible destruction le matin vers 6h-7h. Le profil moyen du dimanche prouve que cette perte d’ozone est bien la conséquence de réactions avec le monoxyde d’azote et non de réactions de dépôt sec. Au contraire en journée, les modifications sont plus faibles pour l’ozone : malgré une baisse importante des quantités de dioxyde d’azote émises, et probablement de monoxyde d’azote, les niveaux de ce polluant secondaire ne baissent pas mais augmentent même légèrement (cf. II.5).

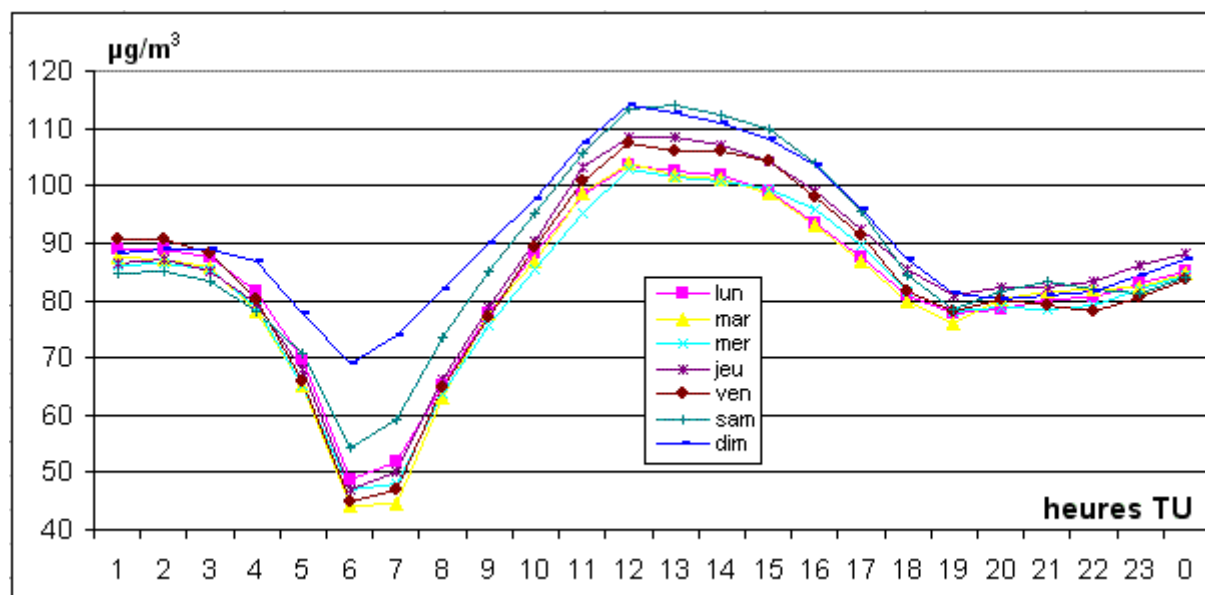


Figure 2.17 Moyennes horaires quotidiennes des concentrations d’ozone à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.

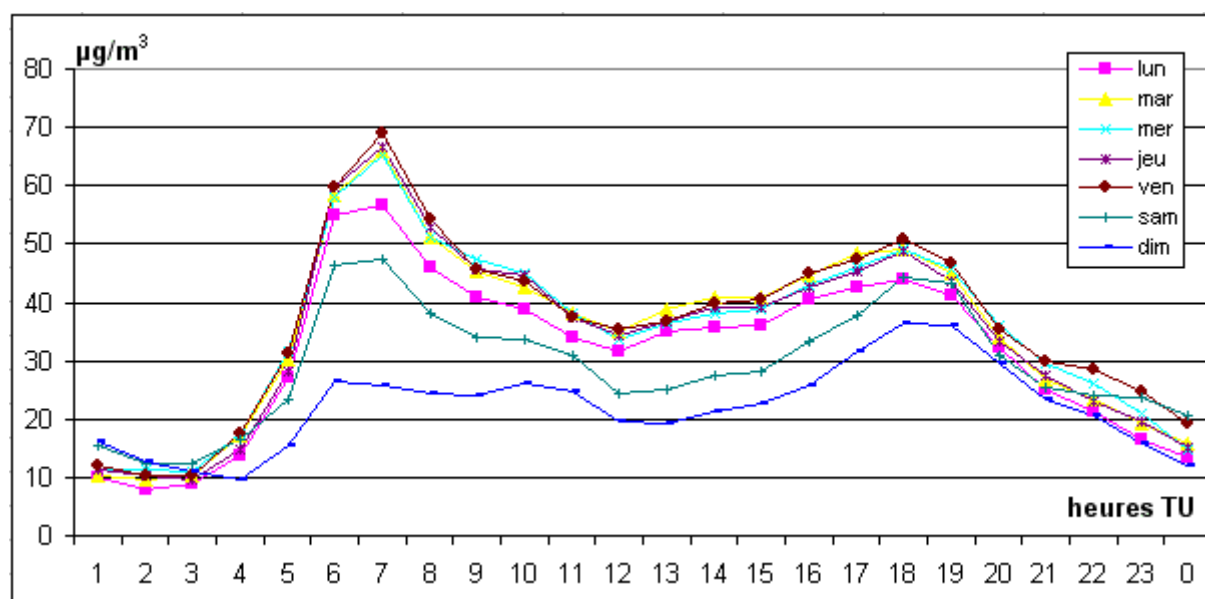


Figure 2.18 Moyennes horaires quotidiennes des concentrations de dioxyde d’azote à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.

Bien que les stations de Nice Botanique, de Blausasc et de Grasse soient chacune implantées sur des versants, le comportement de l’ozone n’est pas similaire dans chacun de ces espaces. Il semblerait que l’ozone à Nice Botanique et à Grasse subisse l’influence combinée de facteurs à méso et à micro-échelle tandis qu’à Blausasc seuls des effets locaux dominent la variabilité de l’ozone. Cet aspect est sensible pendant la nuit mais s’atténue en journée. Par ailleurs les concentrations de dioxyde d’azote permettent indirectement de mieux cerner la dynamique de l’ozone tôt le matin et durant la nuit. La variabilité hebdomadaire des teneurs en dioxyde d’azote et en ozone apporte également des informations précieuses mais l’absence de données sur le monoxyde d’azote conduit à conserver une certaine prudence sur l’interprétation des mécanismes.

II.3.3 – Régime diurne d’ozone en plaine.

Parmi les sept stations d’ozone restantes, certaines présentent des profils diurnes d’ozone très voisins. Toutes situées en plaine ou à très faible altitude sur de petites collines, elles se distinguent les unes des autres en fonction de la nature de la station : celles dont la tête de prélèvement se situent en façade de bâtiments connaissent une variabilité des concentrations d’ozone proche ; il en va de même pour les stations abritées par une cabane en bois avec prise d’air sur le toit. Enfin seule la station de Brancolar est disposée sur le toit d’un immeuble d’une vingtaine de mètres de hauteur et il semblerait que ce positionnement entraîne une variabilité de l’ozone assez complexe à interpréter.

II.3.3.1 – Stations disposées en façade.

Les analyseurs d’ozone de Nice Eucalyptus, de Nice Las Planas et de Cannes disposent d’une tête de prélèvement située sur la façade des bâtiments au 2^{ème} ou 3^{ème} étage (annexe II.a). Bien qu’étant sensiblement différents, les comportements de l’ozone dans ces stations sont pratiquement similaires. Ainsi, seule la variabilité des concentrations d’ozone de Cannes est analysée afin de synthétiser l’information (fig. 2.19). Les cycles diurnes des deux stations niçoises sont visualisables en annexe (annexe II.d).

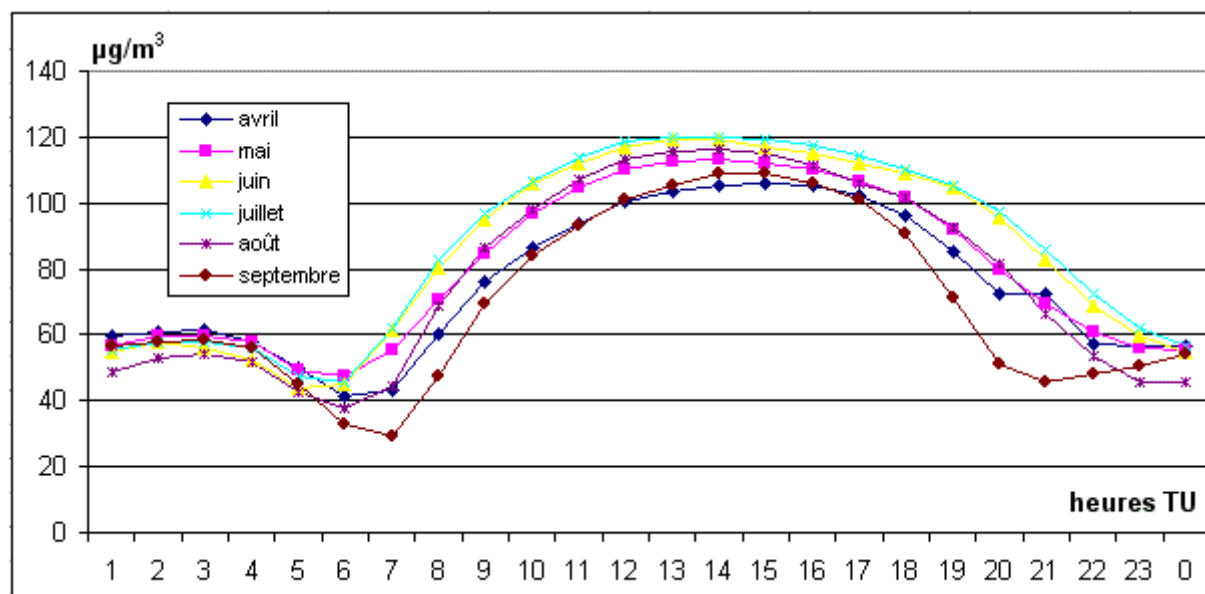


Figure 2.19 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Cannes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.

Ce profil journalier est marqué par un minimum matinal vers 6-7h. Une forte hausse des concentrations d’ozone s’amorce. Elle ralentit dès 10-11h puis les teneurs d’ozone sont presque stables durant 3-4h entre 12h et 16h. Dès 17h la pollution par l’ozone décroît pour former un palier de 22h à 4h. Enfin de 4h à 6-7h une nouvelle baisse a lieu. La logique des mécanismes régissant ce rythme diurne est globalement la même que pour les stations précédentes. Toutefois, il est intéressant d’observer des niveaux d’ozone supérieurs à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant la nuit dans ce site de plaine. Alors que les basses couches de l’atmosphère sont supposées être stables, la destruction par dépôt sec ne s’opère pas ce qui renforce l’idée que les mouvements convectifs au sein de la couche de mélange en journée favorisent l’apport d’ozone au contact des surfaces. Au contraire la nuit l’absence de convection ralentirait cet apport et par conséquent inhiberait les réactions de dépôt sec. A nouveau une diminution sensibles des concentrations s’opère en toute fin de nuit et début de matinée.

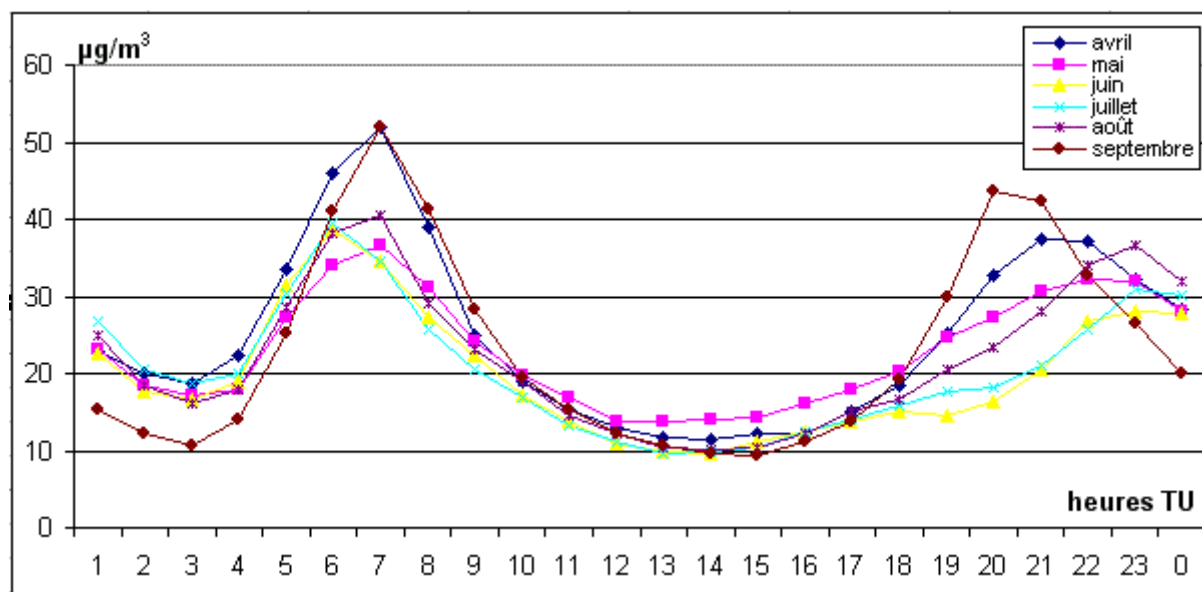


Figure 2.20 Moyennes horaires mensuelles des concentrations de NO₂ à Cannes au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.

Les teneurs en NO₂ sont mesurées dans cette station mais seulement depuis l’année 2001 alors que l’ozone l’était depuis 1998 (fig. 2.20). L’analyse du profil diurne d’ozone à partir des indices délivrés sur le NO par le profil diurne de NO₂ est encore plus délicate... Cependant de fortes émissions de pollution primaire ont lieu le matin tôt et en fin d’après-midi. Ces émissions correspondraient à la hausse de l’intensité du trafic routier induit par les déplacements domicile travail puis travail domicile. Les maximums matinaux sont plus forts en avril et septembre. L’heure plus tardive du lever du soleil pendant ces mois repousserait dans le temps la destruction de l’inversion thermique, les émissions polluantes matinales seraient ainsi moins diluées que pendant les autres mois. Le même phénomène expliquerait aussi les teneurs en NO₂ plus fortes en fin d’après-midi. Parallèlement l’ozone est plus fortement détruit en septembre pendant ces moments de la journée. Mais en avril aucun changement n’est observable. Ne disposant pas de données sur les vitesses de vent notamment, aucune hypothèse ne permet d’expliquer cette différence entre avril et septembre qui connaissent pourtant le même rythme solaire. Outre la variabilité mensuelle, il semblerait que ces pics de pollution primaire (le NO n’étant pas mesuré mais supposé) soient la cause d’une partie de la destruction synchrone d’ozone, comme dans la station de Grasse. De plus les rythmes hebdomadaires des concentrations d’ozone et de NO₂ renforcent ce sentiment puisque le dimanche matin les teneurs en NO₂ (et potentiellement celles de NO) sont bien plus

faibles que pour les autres jours alors que l’ozone ne connaît pas de destruction matinale habituelle (annexe II.e).

II.3.3.2 – Stations au sol.

Les stations d’ozone d’Antibes, de Cagnes et de Nice Cessole sont abritées par des cabanes en bois ou en tôle. La prise d’air est effectuée à environ 2,5 m de hauteur. Dans un objectif de concision seule Nice Cessole est présentée (Cagnes et Antibes sont visibles en annexe II.f). Nice Cessole est implantée à proximité d’un axe majeur de circulation et au sein d’un petit espace vert. La dynamique de la couche de mélange ainsi que les teneurs de NO_2 (celles de NO étant supposées) permettent à nouveau de comprendre la variabilité intra journalière des concentrations d’ozone (fig. 2.21 et 2.22).

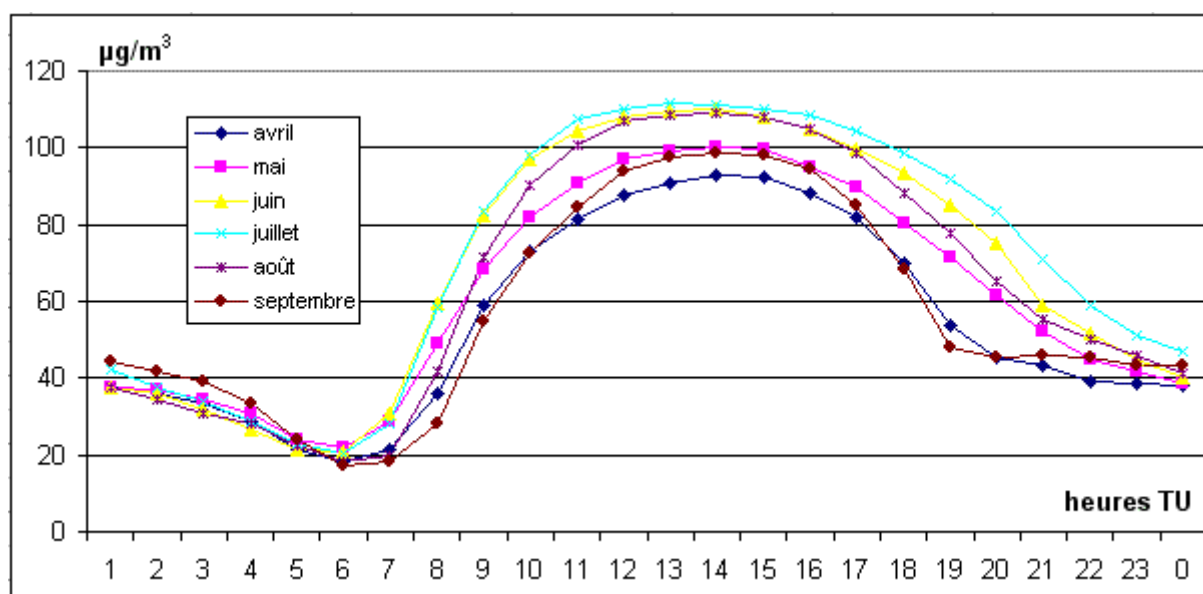


Figure 2.21 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.

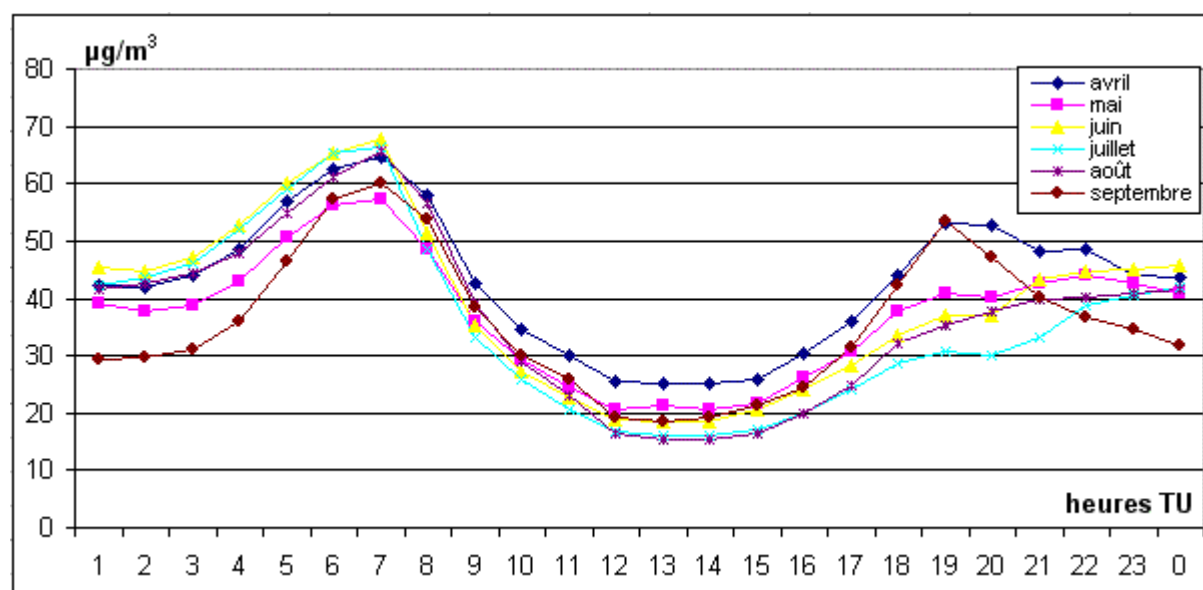


Figure 2.22 Moyennes horaires mensuelles des concentrations de NO_2 à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.

Le seul aspect marquant du comportement de l’ozone dans cette station est la décroissance continue des teneurs durant la nuit. Parallèlement le NO₂ connaît une hausse très précoce dès 3h. Pendant quelques heures la baisse d’ozone s’accroît sous l’influence grandissante des oxydes d’azote émis par la circulation. Cette station, parmi celles observant l’ozone, est la plus polluée au NO₂. Sa situation très proche (moins de 30 m) du boulevard Cessole fréquenté par plus de 18000 véhicules par jour explique probablement l’intensité des concentrations relevées. Par ailleurs le mois de septembre propose une fin de profil diurne journalier du NO₂ atypique. La courbe de septembre coupe celle des cinq autres mois. Ne disposant pas d’informations météorologiques, aucune hypothèse n’est envisagée. Toutefois au cours de l’automne et de l’hiver le même comportement se réédite, écartant ainsi toutes erreurs de mesures et/ou de calcul pour la moyenne du mois de septembre. Enfin l’établissement du rythme hebdomadaire d’ozone et de NO₂ met à nouveau en valeur une plus faible destruction d’ozone le dimanche matin alors même que les teneurs en NO₂ et potentiellement celles de NO sont plus basses (annexe II.g).

II.3.3.3 – Station de Nice Bancolar.

Unique analyseur d’ozone installé au sommet d’un immeuble, Nice Bancolar propose un profil diurne d’ozone certes comparable à ceux des autres stations, mais la baisse continue des concentrations pendant la nuit paraît difficile à interpréter (fig. 2.23). Aucune autre donnée n’est disponible pour cette station.

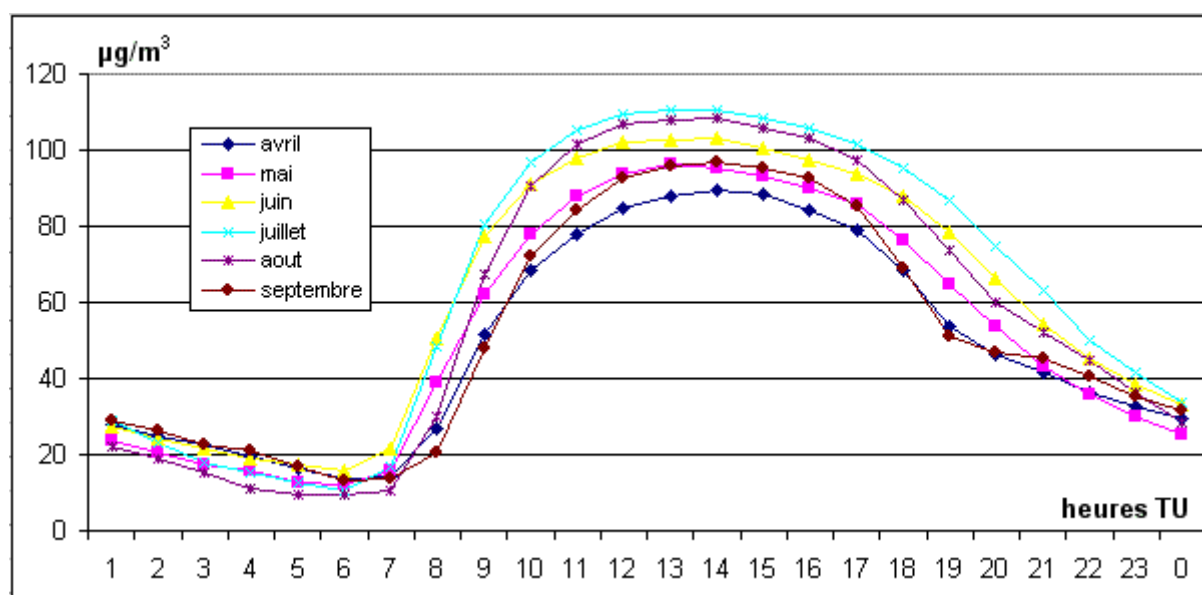


Figure 2.23 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Nice Bancolar au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2003.

Plutôt éloignée des axes de circulation majeur il semblerait que la destruction d’ozone par le NO dans cette station soit mineure. L’analyse des profils journaliers selon le jour de la semaine montre seulement une très faible différence entre le comportement de l’ozone le dimanche matin et celui des autres jours (annexe II.h). Alors que dans les onze sites de mesures d’ozone analysés précédemment la destruction d’ozone durant la nuit était nulle probablement en raison de trop faibles teneurs en oxydes d’azote et/ou s’amorçait lorsque ces teneurs augmentaient, à Nice Bancolar la baisse d’ozone est régulière jusqu’à 6h sans présence vraisemblable d’oxydes d’azote. Toutefois la seule indication à l’égard de ces derniers est une déduction établie par l’observation des profils d’ozone par jour de la

semaine ; aucune variation n’est observable entre le dimanche et le reste de la semaine. Ceci peut aussi bien signifier que les teneurs en oxydes d’azote sont toujours faibles, ou au contraire sont toujours élevées pour des raisons inconnues. Enfin la hauteur relativement importante de l’analyseur de Nice Brancolar par rapport au sol est une autre hypothèse afin d’expliquer cette baisse nocturne continue. Comme exposé dans le paragraphe I.1.2.5, l’ozone est plus lourd que l’air, si bien que par gravité il pourrait se tasser sur les premiers mètres au dessus du sol pendant la nuit. La diminution régulière de l’ozone au sommet de l’immeuble serait alors la traduction du tassement d’ozone près du sol.

Ces sept stations de plaine proposent une variabilité intra journalière des concentrations d’ozone similaire avec toutefois quelques subtilités. Celles-ci concernent essentiellement l’évolution des teneurs d’ozone durant la nuit où finalement la disposition de la tête de prélèvement des analyseurs sur une façade ou sur le toit d’une cabane importe moins que la localisation des axes routiers potentiellement sources d’oxydes d’azote. A nouveau l’analyse du rythme hebdomadaire d’ozone et de NO₂ laisse penser que les oxydes d’azote (les teneurs en NO étant toujours supposées) importeraient plus que le dépôt sec sur les mécanismes de destruction d’ozone la nuit et en tout début de matinée.

Globalement quelles que soient la topographie et la localisation des sources d’émissions de polluants primaires, la dynamique journalière de l’ozone respecte quatre phases majeures. Au cours de chacune d’elle des facteurs d’échelles spatiales multiples régissent l’évolution des concentrations d’ozone avec cependant une prépondérance pour une catégorie d’échelle particulière dans chaque phase :

- La première étape débute entre 6h et 7h lorsque l’inversion thermique nocturne est remise en cause par le réchauffement de la surface sous l’impact des premiers rayons du soleil. L’ozone augmente subitement pour deux raisons. D’une part la croissance de la couche de mélange rabat au sol une part d’ozone de la veille, conservée au sein de la couche intermédiaire pendant la nuit. D’autre part les émissions de polluants primaires combinées au rayonnement UV produisent de l’ozone. L’augmentation rapide des concentrations entre 7h et 12h en moyenne combine l’influence de facteurs micro-échelle (rabattement d’ozone de la veille) et de facteurs méso-échelle au fur et à mesure de la croissance de l’épaisseur de la couche de mélange. La mise en place des brises thermique en son sein permet d’adveciter une combinaison de polluants atmosphériques d’origines diverses et parfois lointaines.

- La seconde phase est initiée entre 15h et 17h selon les sites de mesures et fait suite à une période d’équilibre où l’intensité des processus de production et l’intensité des processus de destruction sont comparables. La diminution du rayonnement UV inhibe la photochimie alors que les réactions de décomposition thermodynamique sont probablement très actives dans une couche de mélange où la turbulence atmosphérique entraîne de fortes vitesses d’apport d’ozone au voisinage des surfaces. Au fur et à mesure de la baisse des teneurs en ozone l’influence des facteurs locaux resurgissent alors même que l’épaisseur de la couche de mélange diminue. Ainsi le deuxième pic journalier d’émission de polluants primaires issus du trafic routier permettrait de détruire l’ozone par titration avec le NO. Cette étape prend fin à diverses heures en fonction du site de mesures considéré. La fin de vie de la couche de mélange et l’instauration progressive de l’inversion thermique traduisent un transfert d’échelle spatiale dans l’influence des facteurs. Le local prime alors sur le général.

- La troisième phase et la quatrième sont de durées variables selon les sites de mesures étudiés. La variabilité de l’ozone paraît être alors guidée par la présence ou l’absence d’émission de polluants primaires à micro-échelle. Tant que les teneurs en oxydes d’azote restent faibles alors les concentrations d’ozone sont stables mais dès lors qu’elles augmentent alors les niveaux d’ozone baissent (reprise des déplacements périurbains et urbains).

Le fonctionnement général de la variabilité diurne de l’ozone exposé ci-dessus n’est pas nécessairement le même dans les stations de l’Adréchas et du Cians éloignées des sources polluantes. De même, ces réflexions ne sont que des hypothèses puisque l’absence systématique d’informations sur les variables météorologiques ainsi que sur les concentrations en NO conduit à la prudence. Après s’être concentré sur une analyse site par site de l’évolution diurne de l’ozone, il convient d’aborder une étude plus spatialisée de ce polluant dans les Alpes-Maritimes.

II.4 – VARIABILITE SPATIALE DE L’OZONE.

Après avoir décortiqué la variabilité intra journalière de l’ozone station de mesure par station de mesure, il est maintenant question d’étudier les différences spatiales mesurées. En définissant une période commune de mesure (2001-2004) neuf analyseurs sont retenus : il s’agit des deux stations de l’arrière-pays montagneux ainsi que de celles de Cannes, Antibes, Grasse, Nice Botanique, Nice Cessole, Nice Las Planas et Blausasc. Outre les disparités nocturnes induites principalement par des facteurs locaux, les valeurs absolues d’ozone atteintes durant l’après-midi sont le résultat de plusieurs phénomènes d’échelles diverses. Par ailleurs la stabilité des concentrations d’ozone en milieu de journée n’est pas de durée identique dans l’espace. Enfin l’heure du maximum horaire journalier est décalée dans les deux analyseurs implantés dans le nord du département.

II.4.1 – Disparités spatiales de l’ozone dans les Alpes-Maritimes.

Jusqu’à ce paragraphe aucune comparaison entre les sites de mesures n’était possible puisque les périodes sur lesquelles les profils diurnes moyens étaient calculés ne correspondaient pas. Il a alors fallu faire un choix afin d’optimiser à la fois le nombre de stations et le nombre d’années de mesures à retenir ; ainsi neuf sites et quatre saisons photochimiques (2001-2004) ont été sélectionnés. La superposition des neuf moyennes horaires des concentrations d’ozone permet maintenant de commenter les différences spatiales (fig. 2.24).

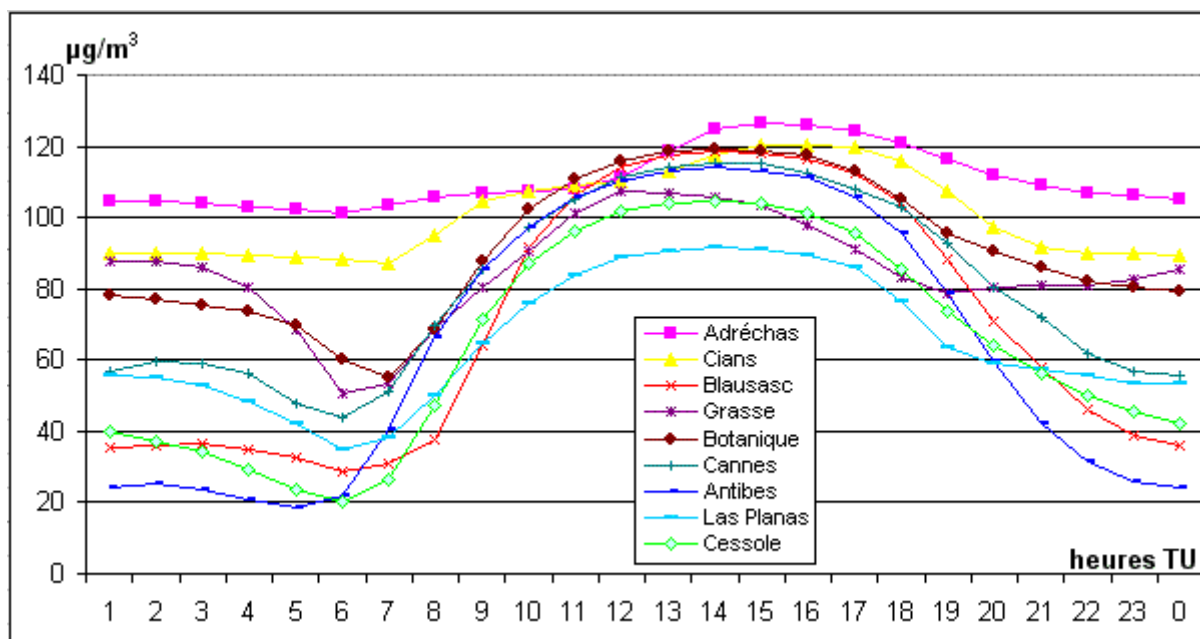


Figure 2.24 Moyennes horaires d’avril à septembre pour les années 2001 à 2004 des concentrations d’ozone dans neuf stations des Alpes-Maritimes.

La large part de commentaires accordée aux valeurs nocturnes d’ozone a principalement attribué leur évolution à des phénomènes d’échelle locale, la dynamique des basses couches de la troposphère favorisant leur expression durant cette période. La figure 2.22 laisse entrevoir la très grande diversité des concentrations mesurées entre 23h et 7h. Celle-ci est imputable notamment à la proximité d’un axe de circulation routière source de NO_2 (fig. 2.25) et potentiellement de NO. Les stations de Nice Cessole et d’Antibes connaissent les plus fortes concentrations nocturnes en NO_2 mais également les plus faibles en ozone. Toutefois l’absence de mesures de pollution primaire dans certaines stations d’ozone limite les interprétations comme à Blausasc où d’autres facteurs interviennent (cf. II.3.2.1).

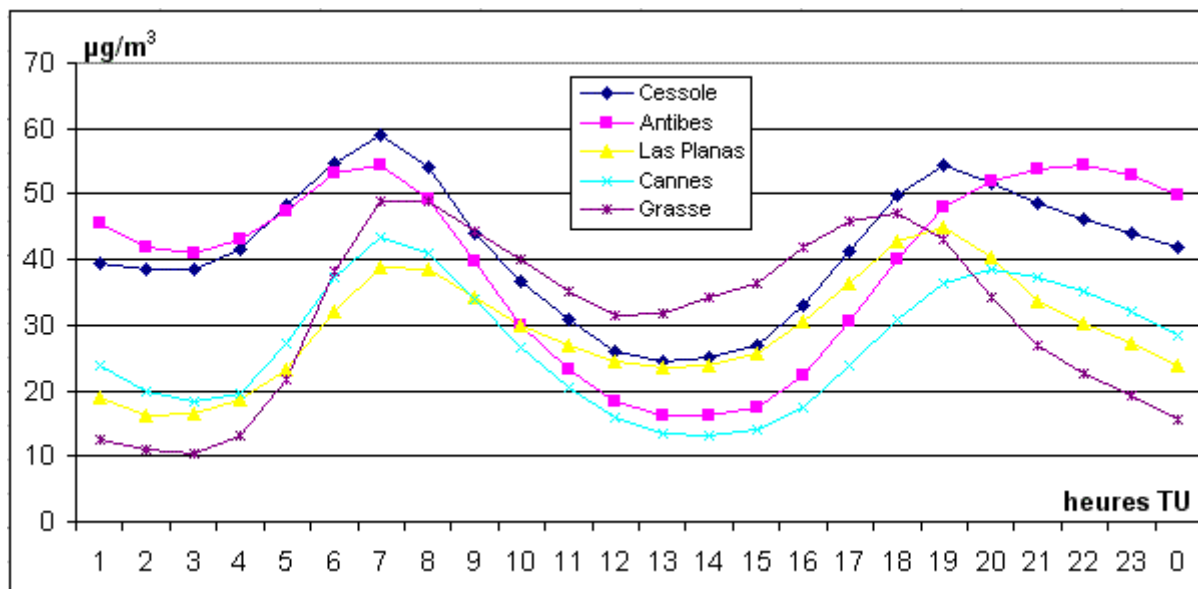


Figure 2.25 Moyennes horaires d’avril à septembre pour les années 2001 à 2004 des concentrations de NO_2 dans cinq stations des Alpes-Maritimes.

Outre les écarts nocturnes, les concentrations d’ozone en milieu de journée sont également fort différentes en fonction des espaces considérés. Cette fois les facteurs influençant le comportement de l’ozone ne sont pas uniquement locaux. En effet les caractéristiques de la couche de mélange induisent alors un brassage de la masse d’air permettant l’influence de facteurs plus lointains. Globalement trois types de stations se distinguent :

- *Les analyseurs fortement influencés par la pollution primaire* : Grasse, Nice Cessole et Nice Las Planas sont caractérisées par des teneurs maximales d’ozone relativement faibles dépassant à peine les $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les deux premières et même inférieures à $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour Nice Las Planas (située à moins de 400 m de l’autoroute A8). Parallèlement ces stations enregistrent les niveaux moyens de NO_2 les plus élevés entre 11h et 17h.

- *Les analyseurs périurbains* : Cannes, Antibes, Nice Botanique et Blausasc sont marqués par des moyennes horaires maximales plus fortes, entre 115 et $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L’analyseur d’Antibes, pourtant classé comme station urbaine par AtmoPaca, connaît des teneurs moyennes en NO_2 comparables à celles de Cannes (station périurbaine) entre 11h et 17h. Par ailleurs ces niveaux de pollution primaire sont plus faibles que ceux des trois analyseurs de la catégorie précédente.

- *Les analyseurs ruraux* : L’Adréchas et le Cians se distinguent aisément du reste du réseau de mesure d’ozone, et ceci bien plus par le décalage temporel entre leurs moyennes horaires maximales et celles des stations du sud du département que par les niveaux atteints. En effet les maximums au Cians par exemple sont comparables à ceux des stations périurbaines mais se produisent 1h ou 2h plus tard. Le même commentaire est valable pour l’Adréchas où les teneurs maximales sont encore plus élevées, avec presque $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Il semblerait donc qu’en cours de journée les niveaux maximums d’ozone rencontrés dans le département soient de plus en plus élevés au fur et à mesure que la distance aux sources d’oxydes d’azotes grandit. D’autre part pendant plusieurs heures les concentrations se stabilisent après une forte croissance le matin, et avant de décroître en fin d’après-midi. Comment expliquer cet équilibre, et pourquoi ne se produit-il pas de manière synchrone dans l’espace ?

II.4.2 – Niveau d’équilibre diurne d’ozone.

Les concentrations d’ozone se stabiliseraient en milieu de journée lorsque les processus de production et les processus de destruction se compensent. Cette hypothèse signifie que la production photochimique d’ozone, sous l’impulsion du rayonnement UV croissant du lever du soleil à sa position zénithale (11h30 TU dans les Alpes-Maritimes), serait ralentie parallèlement à l’augmentation du dépôt sec du aux vitesses élevées d’apport d’ozone au voisinage des surfaces au sein d’une couche de mélange de plus en plus marquée par la turbulence. Dès 14h en moyenne, la position de plus en plus basse du soleil induirait une diminution progressive de la production photochimique alors même que les vitesses de vent (majoritairement des brises thermiques d’un point de vue statistique) entraîneraient encore un brassage de l’air capable de détruire l’ozone par contact avec les surfaces. La destruction d’ozone par dépôt sec serait de plus épaulée par les réactions de titration d’ozone par le NO au sein d’une masse d’air de plus en plus affectée par le second pic de trafic routier de la journée.

Cette notion de niveau d’équilibre permet de distinguer deux types de jours :

- *les jours où la moyenne horaire maximale d’ozone est comparable au niveau d’équilibre* : l’évolution des concentrations d’ozone suit l’hypothèse développée ci-dessus. Ce schéma suppose avant tout une stabilité des conditions météorologiques durant toute la journée. Cet aspect est visualisable sur les profils diurnes moyens.

- *les jours où la courbe des moyennes horaires ne marque pas de plateau* : la moyenne horaire maximale forme en quelque sorte un pic et aucune continuité temporelle de la pollution par l’ozone n’est observable. Un changement de type de temps est supposé afin d’expliquer la remise en cause de l’équilibre entre processus de production et de destruction entraînant une absence de stabilité. Cet aspect s’observerait ponctuellement lorsque par exemple un changement de situation synoptique s’opèrerait (modification de la nature de la masse d’air et de la dynamique de la troposphère), ou bien lorsque un orage perturberait la dynamique de la couche de mélange.

Tableau 2.1 Durée moyenne et intervalle horaire de stabilité des concentrations d’ozone dans neuf stations des Alpes-Maritimes pendant les saisons photochimiques de 2001 à 2004.

	Adréchas	Cians	Blausasc	Nice Botanique	Cannes	Antibes	Nice Las Planas	Nice Cessole	Grasse
durée de la stabilité des concentrations d’ozone	4h	4h	4h	4h	4h	4h	5h	5h	3h
intervalle de temps concerné	13h à 17h	13h à 17h	12h à 16h	12h à 16h	12h à 16h	12h à 16h	11h à 16h	11h à 16h	11h à 14h

Enfin la durée moyenne du niveau d’équilibre varie légèrement en fonction des sites de mesures (tab. 2.1). Ces durées s’établissent entre 3h et 5h. Elles sont synonymes d’une variation des teneurs d’ozone inférieures à 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre la première heure et la dernière heure encadrant l’équilibre (choix arbitraire). Il n’est pas aisé d’attribuer une explication

précise à cette variation de durée puisque les stations définies comme urbaines (Nice Las Planas, Nice Cessole et Grasse) n’ont pas de durées de stabilité des concentrations d’ozone identiques. Toutefois l’intervalle horaire concerné par cet équilibre est plus informatif ; les analyseurs du sud du département enregistrent des taux d’ozone stables entre 11-12h et 16h (sauf Grasse de 11h à 14h) tandis que les deux analyseurs implantés dans l’arrière-pays observent un niveau d’équilibre entre 14h et 17h, donc une heure plus tard en moyenne. Afin de mieux renseigner ce phénomène il est alors nécessaire d’étudier l’heure du maximum horaire journalier.

II.4.3 – Répartition spatiale et temporelle des concentrations maximales d’ozone.

Pour chaque analyseur la fréquence horaire d’occurrence du maximum journalier est définie. Dans un intérêt de clarté et après avoir constaté que les stations localisées près du littoral des Alpes-Maritimes rencontraient globalement leur moyenne horaire maximale au cours du même intervalle de temps, alors ces sites de mesures ont été regroupés sous le terme de « stations sud ». De même, l’Adréchas et le Cians forment les « stations nord ». La comparaison des fréquences horaires d’occurrence du maximum d’ozone journalier montre un décalage temporel d’une heure entre le sud et le nord du département pour la plus forte fréquence horaire. Par ailleurs plus de 60% des concentrations horaires maximales sont mesurées entre 12h et 15h dans les stations sud. La même part de fréquence d’occurrence est observée dans les stations nord pour la période 14h-17h. Ainsi un décalage temporel de deux heures est constaté. Les maximums horaires se produisent fréquemment jusqu’à 17h dans le nord tandis que leur fréquence d’occurrence diminue beaucoup plus rapidement dans le sud (fig. 2.26).

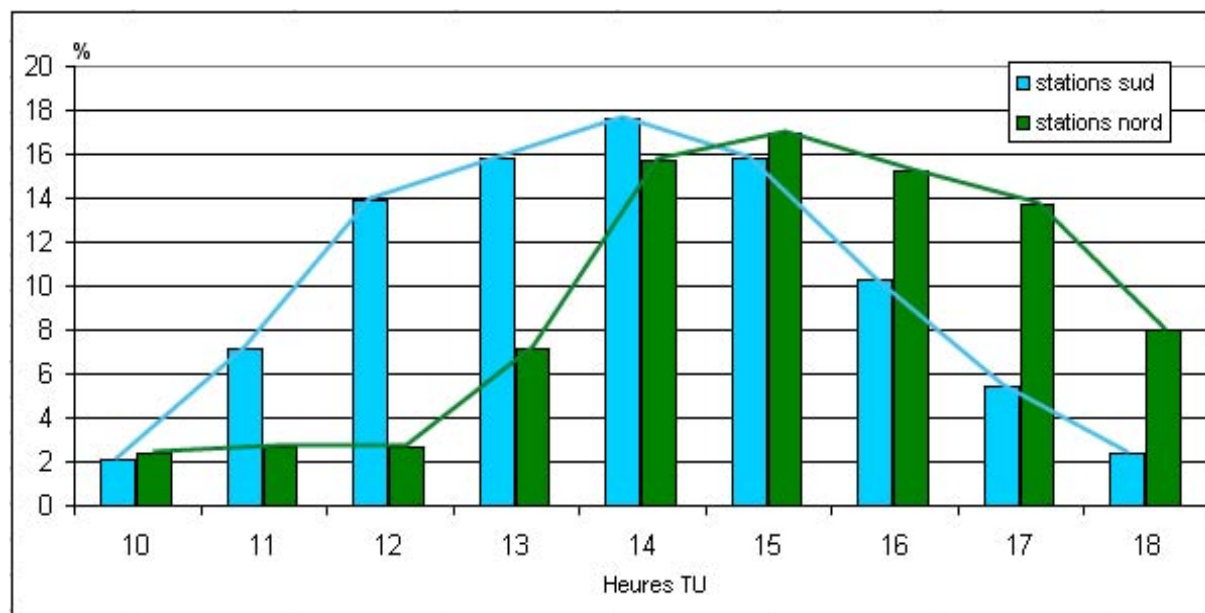


Figure 2.26 Histogramme de fréquence des heures d’occurrence de la moyenne horaire maximale d’ozone enregistrée dans les stations du sud (Blausasc, Grasse, Cannes, Antibes, Nice Botanique, Nice Cessole et Nice Las Planas) et dans celles du nord (Adréchas et Cians) des Alpes-Maritimes pendant les saisons photochimiques 2001 à 2004.

De manière générale la variabilité spatiale de l’ozone semble plus guidée par des phénomènes à micro-échelle durant la nuit qu’en cours de journée où les caractéristiques atmosphériques laissent s’exprimer l’influence de facteurs méso-échelle. En milieu d’après-

midnight la pollution par l’ozone marque un plateau définissant un niveau d’équilibre journalier représentatif des conditions météorologiques de la journée. Cette stagnation des concentrations d’ozone s’observe avec décalage temporel entre le sud et le nord des Alpes-Maritimes. Cet intervalle entre les deux espaces est à nouveau constaté quant aux heures d’occurrence du maximum horaire journalier. Déjà abordé au cours du paragraphe sur le régime diurne de l’ozone en altitude (cf. II.3.1), la présence de concentrations d’ozone élevées au sein même du parc national du Mercantour pose la question des origines de cette pollution. Dans un milieu dépourvu de toutes sources importantes d’oxydes d’azote, composés chimiques au cœur de la chimie de l’ozone, quel phénomène est responsable de teneurs d’ozone comparables à celles enregistrées dans la périphérie de Nice ? Le décalage temporel identifié entre le sud et le nord du département laisse entrevoir une hypothèse selon laquelle une advection d’air pollué se produirait via la brise de mer puis les brises de vallées du sud au nord des Alpes-Maritimes.

Cette hypothèse de transfert de masses d’air polluées ne précise pas les sources de cette pollution. Toutefois la variabilité hebdomadaire des émissions de polluants primaires (notamment de NO_2) permettrait d’établir des pistes sur l’origine des concentrations d’ozone observées dans le nord du département ; connaissent-elle également un cycle hebdomadaire ?

II.5 – EVOLUTION HEBDOMADAIRE DE L’OZONE.

Déjà aperçues pour la station de Grasse (cf. II.3.2.1), les évolutions des concentrations d’ozone et de NO_2 suivent un rythme hebdomadaire marqué. Les émissions de NO_2 chutent le week-end tandis que les teneurs d’ozone sont plus fortes que le reste de la semaine. Ce constat est celui établi dans une station de type urbain mais qu’en est-il pour d’autres sites de mesure ? Après avoir rappelé la notion d’effet week-end très largement commentée dans la littérature, l’étude des concentrations horaires maximales de NO_2 et d’ozone sur l’ensemble des neuf stations du réseau permettra de vérifier l’existence d’un cycle hebdomadaire de la pollution de l’air dans les Alpes-Maritimes.

II.5.1 – L’effet week-end.

Dans la majorité des cas, le week-end est synonyme de baisse d’activité professionnelle. Celle-ci a un impact sur l’intensité et les rythmes de déplacement. Cela se traduit par une baisse plus ou moins forte d’émission de polluants primaires tels que les oxydes d’azote ou encore les composés organiques volatils d’origine anthropique. Quel effet se phénomène entraîne-t-il sur les concentrations d’ozone ? L’étude de l’évolution du comportement de ce polluant secondaire entre la semaine et le week-end permet de vérifier les conséquences de scénarios de réduction des émissions polluantes sans avoir recours à un modèle de chimie-transport nécessairement plus approximatif.

En général les taux d’ozone observés le week-end sont plus élevés. Cette hausse est variable selon les lieux et dépend manifestement de l’influence des émissions polluantes. La chimie de l’ozone repose en partie sur le ratio NO_x/COVs (cf. I.1.2). Lorsque celui-ci est élevé alors la zone concernée est un site urbain, dominé par les rejets de la circulation automobile. Cette zone est sensible aux COVs. Seule une baisse de leur concentration permettrait une baisse de celle de l’ozone. Réciproquement un faible rapport NO_x/COVs correspond à un site plus rural et signifie une sensibilité aux NO_x . Six hypothèses sur l’effet week-end ont été formulées, la première étant directement issue de l’évolution du rapport NO_x/COVs :

- *Réduction des NO_x* : un constat général établit une baisse des rejets de NO_x le week-end liée notamment à une forte baisse du trafic de poids lourds et dans de plus faibles proportions à une baisse du trafic automobile. Ainsi dans les zones urbaines (où le rapport NO_x/COVs est fort) les réactions de titration de l’ozone par le monoxyde d’azote sont plus faibles et l’ozone s’accumule (Marr et Harley, 2002 ; Blanchard et Tanenbaum, 2003 ; Qin et al., 2004).

- *NO_x timing* : les émissions sont plus faibles le week-end pour les heures qui suivent le lever du soleil mais à midi le trafic est semblable à celui de la semaine. Les émissions, plus tardives, favorisent des réactions photochimiques plus efficaces puisque se produisant lorsque le rayonnement solaire est déjà puissant (Chinkin et al., 2003 ; Fujita et al., 2003 ; Yarwood et al., 2003).

- *Ozone de la couche intermédiaire rabattu* : une plus forte accumulation de polluants primaires au sol durant la nuit le week-end serait favorable à une photochimie plus active en matinée. Mais c’est plutôt une recirculation de l’ozone dans la couche isolée du sol par une inversion thermique nocturne qui serait responsable des concentrations d’ozone plus fortes le week-end en raison de plus faibles réactions de titration (Heuss et al., 2003).

- *Hausse des émissions* : certains mettent en avant la hausse des déplacements pour les loisirs le week-end pour expliquer la hausse d’ozone. Il semblerait que cette hypothèse soit fautive bien souvent.

- *Hausse du rayonnement solaire provoquée par une baisse des concentrations d’aérosols* : la baisse de la circulation entraîne une diminution des poussières fines en suspension dans l’atmosphère et par conséquent est responsable d’un plus fort rayonnement direct qui favoriserait alors les réactions photochimiques. Mais des mesures de rayonnement ne confirment pas cette hypothèse (Blier et Winer, 1999).

Dans la plupart des études faites à ce sujet, c’est la réduction des NO_x et leurs émissions décalées dans la matinée qui apparaissent être les causes majeures de la hausse des concentrations d’ozone le week-end (Jimenez et al., 2004 ; Riga-Karandinos et Saitanis, 2004). Ce phénomène ne s’observe donc que dans les aires urbaines ou sous le vent des villes. Dans les zones rurales la tendance de l’ozone le week-end est à la baisse par rapport à la semaine.

La méthode utilisée afin de déceler une différence entre ces différentes périodes de la semaine diffère souvent d’une étude à l’autre ce qui donne moins de significativité aux résultats (étude sur l’année complète ou sur les mois d’avril à septembre uniquement, comparaison du trafic du dimanche avec celui du vendredi ou du trafic moyen du week-end avec celui de la semaine, prise en compte des valeurs extrêmes d’ozone ou de l’ensemble des maximums journaliers, stations urbaines, rurales...). Par exemple une étude réalisée sur les cinq plus grandes villes françaises (Pont et Fontan, 2000) et prenant en compte l’ensemble des types de stations (rue, urbain, rural, montagne) ne montre aucune variation significative dans les concentrations d’ozone entre le week-end et la semaine excepté pour les plus fortes valeurs où une réduction de 40% des précurseurs serait à l’origine d’une baisse de 20% des taux d’ozone... l’effet week-end serait alors inverse.

II.5.2 – Variabilité hebdomadaire du dioxyde d’azote.

Provenant principalement des émissions du trafic routier, le département n’étant que très peu industrialisé, les émissions de dioxyde d’azote devraient ainsi être commandées par la circulation routière. L’intensité du trafic est marquée notamment par une forte baisse en période de plus faible activité économique le week-end. La station de Nice Cessole est prise comme exemple afin d’observer les profils diurnes de NO₂ tout au long de la semaine (fig. 2.27). Ce choix a été motivé par le fait que cette station urbaine, mesurant à la fois l’ozone et

le NO_2 , est la mieux exposée au trafic routier. Elle est donc très représentative des flux de circulations urbains. Outre une nette différence entre les profils diurnes du week-end et ceux du reste de la semaine, il existe une hiérarchie entre les jours ouvrés ; du lundi au vendredi les concentrations de NO_2 sont de plus en plus élevées. Cette hausse est cependant très légère mais reflète une dégradation progressive de la qualité de l’air. L’intégralité de chaque profil diurne suit cette évolution au fil de la semaine. La journée la plus polluée par le NO_2 est le vendredi à Nice Cessole. Ce schéma est identique dans les autres stations mesurant le NO_2 (annexes II.e, II.g et II.i). De plus les maximums horaires journaliers traduisent la même évolution (fig. 2.28). Une hausse sensible mais régulière est visible du lundi au vendredi (sauf à Grasse). Le samedi puis le dimanche les concentrations maximales sont en baisse de 20 à 40% par rapport au vendredi. Quels sont alors les impacts sur la pollution atmosphérique par l’ozone ?

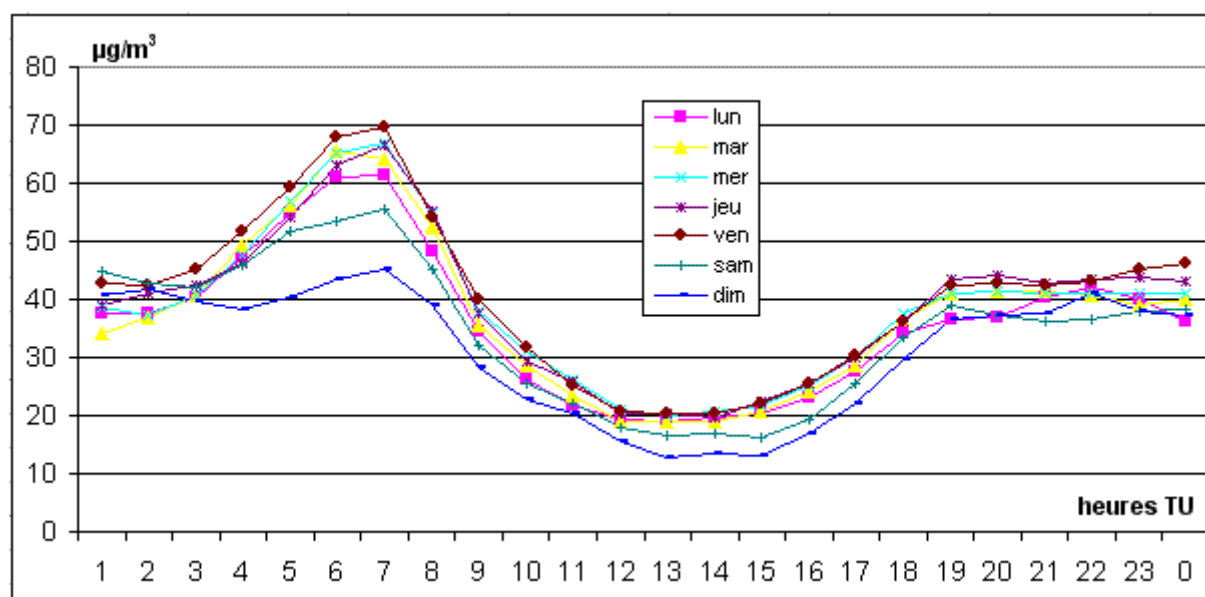


Figure 2.27 Profils diurnes des concentrations de NO_2 en fonction du jour de la semaine à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.

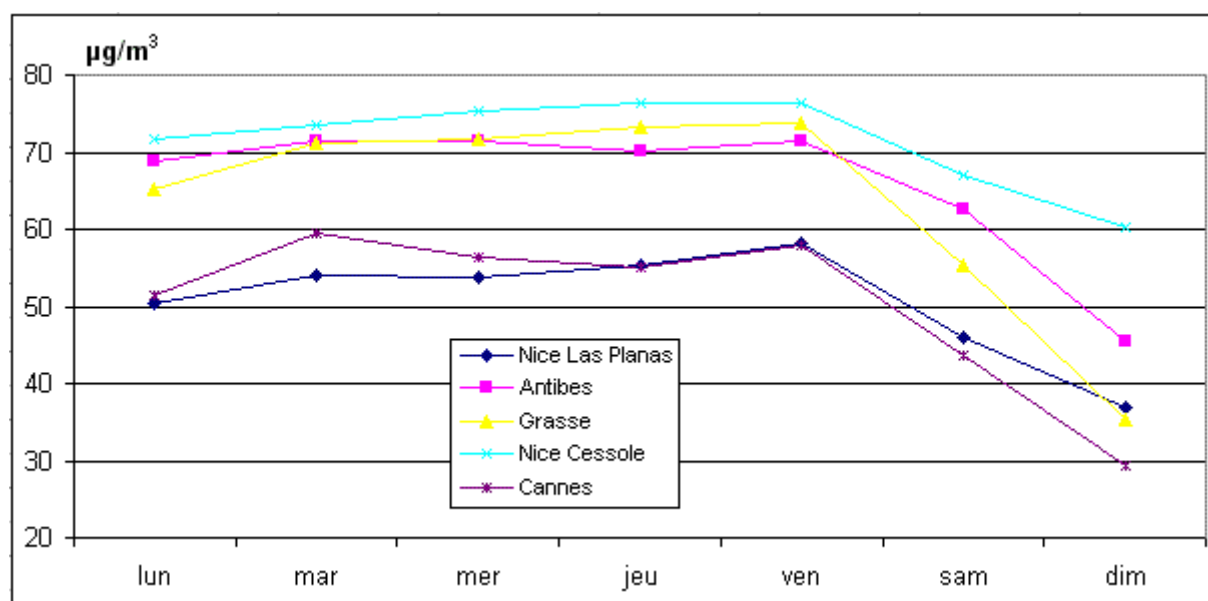


Figure 2.28 Moyennes horaires maximales de NO_2 par jour de semaine à Nice Las Planas, Nice Cessole, Antibes, Cannes et Grasse pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.

II.5.3 – Variabilité hebdomadaire de l’ozone.

Les émissions de polluants primaires varient tout au long de la semaine. Les conséquences sur le cycle diurne des moyennes horaires d’ozone sont analysées à Nice Botanique, station périurbaine de Nice, et sur les concentrations horaires maximales pour l’ensemble du réseau (fig. 2.29 et 2.30).

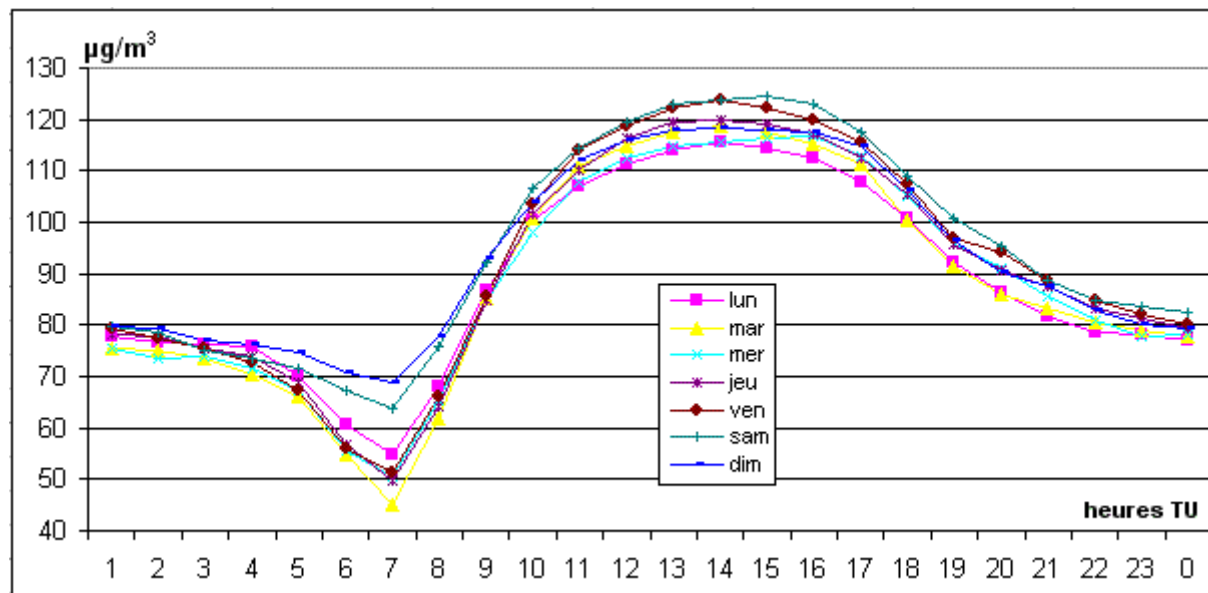


Figure 2.29 Profils diurnes des concentrations d’ozone en fonction du jour de la semaine à Nice Botanique au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.

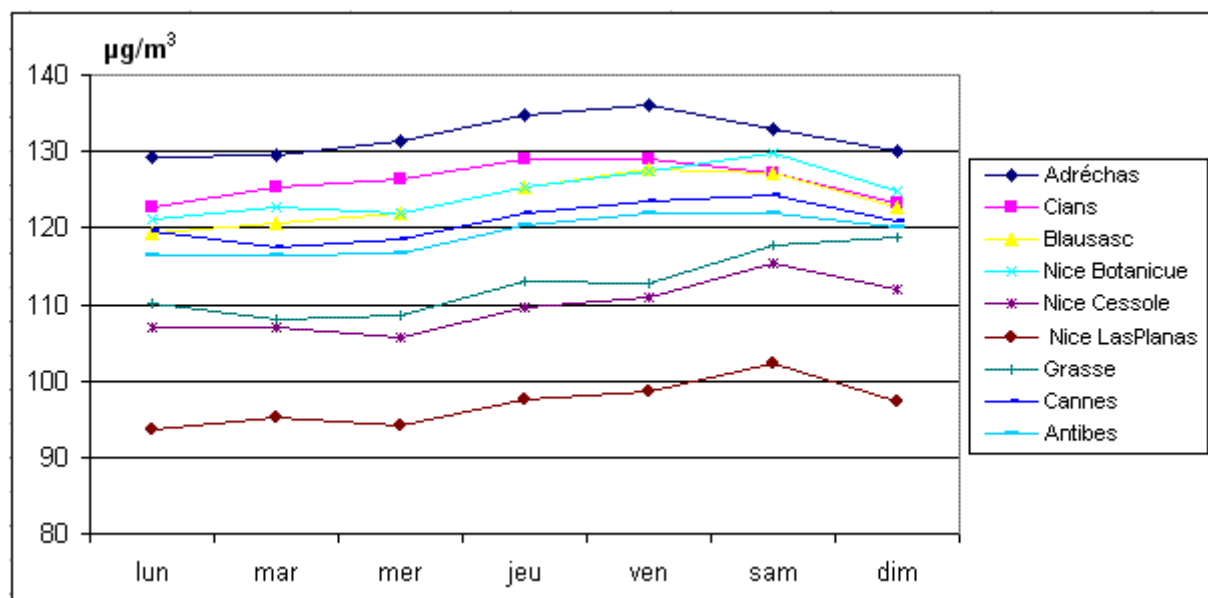


Figure 2.30 Moyennes horaires maximales d’ozone par jour de semaine dans les neuf stations du réseau au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.

Outre les écarts entre 5h et 8h déjà commentés et probablement entraînés par des facteurs locaux, le reste de la journée présente aussi des différences entre les jours de la semaine. Globalement les concentrations d’ozone augmentent du lundi au vendredi dans les stations du sud du département. Le samedi aucune évolution n’est constatée, les niveaux d’ozone sont comparables à ceux de la veille. Enfin le dimanche une baisse s’opère pour revenir à des valeurs identiques à celles du milieu de la semaine. Cette analyse est quelque peu différente

pour les deux stations nord (annexe II.j). En effet la hausse des concentrations d’ozone s’observe du lundi au vendredi, mais elle est suivie d’une baisse dès le samedi. Celle-ci se poursuit le dimanche où les niveaux d’ozone rejoignent alors ceux du lundi.

D’autre part si la baisse du NO₂ au cours du week-end est marquée, celle de l’ozone reste bien plus ténue. Pour l’Adréchas, site de mesure le plus affecté par l’ozone, les concentrations passent de 136 à 130 µg/m³ et pour Nice Las Planas la différence est encore moindre. Par ailleurs et alors même que la pollution primaire chute dès le samedi, l’ozone est en hausse en milieu urbain et périurbain tandis qu’il est en baisse en milieu rural. Ainsi les résultats rencontrés dans la littérature sont en partie constatés ici. L’hypothèse de réduction des NO_x est privilégiée. Les concentrations de NO, supposées plus faibles le week-end, sont responsables de réactions de titration de l’ozone moins intenses en milieu urbain et périurbain. Dans la partie nord du département où les concentrations en NO_x ne sont jamais élevées, les quantités d’ozone mesurées baissent dès le samedi parallèlement à la baisse des émissions de polluants primaires près du littoral. Sans établir de lien de causalité entre les deux espaces, cette co-occurrence spatiale renforce l’hypothèse selon laquelle les concentrations d’ozone mesurées dans les sites de l’Adréchas et du Cians seraient le résultat d’un processus advectif d’air pollué (en polluants primaires et secondaires).

L’ensemble des considérations établies jusque là n’incluait pas ou très peu d’appui sur des outils statistiques (en excluant le calcul de moyennes et d’écart-types). Les conclusions ou hypothèses élaborées sur les stations d’ozone et leur implantation ont donc été construites uniquement sur une réflexion personnelle. Malgré la volonté de suivre une grande rigueur pour cet examen, le recours à des techniques statistiques s’avère incontournable afin d’adopter une approche totalement objective.

II.6 – LIENS ENTRE LES STATIONS DU RESEAU DE SURVEILLANCE DE L’OZONE.

Les paragraphes précédents ont permis d’observer des cycles diurnes d’ozone très proches entre les différents sites de mesures. Toutefois plusieurs comportements types ont été identifiés ; est-ce que ces constatations issues de l’observation des profils diurnes moyens sont les mêmes en analysant les corrélations entre les moyennes horaires d’ozone ? Ainsi, et avant même de définir des types de stations via des techniques de classification, les liens entre les neuf sites de mesures sont quantifiés.

II.6.1 – Corrélations entre les moyennes horaires sur 24 heures.

Les relations entre les neuf sites de mesures sont quantifiées : le calcul s’établit pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004 sur la base des moyennes horaires (17568 valeurs horaires dans chaque station). Les résultats mettent uniquement en évidence des corrélations positives puisque les concentrations d’ozone covarient de manière synchrone dans l’espace (tab. 2.2). Chaque coefficient de corrélation a été testé, ils sont tous significatifs au seuil de 5% selon le test de Student. Ces coefficients sont compris entre 0,39 et 0,88. Les liens sont donc plutôt faibles dans certains cas alors que la covariance spatiale est parfois très forte. Les stations nord se distinguent nettement du reste du réseau de mesure. Leur relation est caractérisée par un coefficient de 0,85 alors que leurs autres liens présentent des corrélations comprises entre 0,39 et 0,63. Globalement les relations entre les stations sud sont meilleures mais aucune caractéristique majeure n’apparaît. L’examen précédent des profils diurnes avait mis en valeur des influences multi scalaire le jour et la nuit. Il serait donc judicieux de séparer

ces deux périodes afin d’étudier d’une part les facteurs à méso échelle puis d’autre part ceux à micro échelle.

Tableau 2.2 Coefficients de corrélations entre les moyennes horaires des neuf analyseurs d’ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.

	Adréchas	Blausasc	Botanique	Cannes	Cessole	Cians	Grasse	Antibes	Las Planas
Adréchas	1,00	0,49	0,56	0,43	0,42	0,85	0,58	0,39	0,51
Blausasc	0,49	1,00	0,72	0,72	0,80	0,63	0,56	0,75	0,72
Botanique	0,56	0,72	1,00	0,74	0,80	0,61	0,75	0,70	0,81
Cannes	0,43	0,72	0,74	1,00	0,79	0,55	0,63	0,88	0,68
Cessole	0,42	0,80	0,80	0,79	1,00	0,57	0,61	0,81	0,82
Cians	0,85	0,63	0,61	0,55	0,57	1,00	0,57	0,53	0,59
Grasse	0,58	0,56	0,75	0,63	0,61	0,57	1,00	0,53	0,69
Antibes	0,39	0,75	0,70	0,88	0,81	0,53	0,53	1,00	0,65
Las Planas	0,51	0,72	0,81	0,68	0,82	0,59	0,69	0,65	1,00

II.6.2 – Corrélations entre les moyennes horaires de 7 à 22 heures.

Durant cette période de la journée les caractéristiques de la couche de mélange au sein de la CLA mettent en relation des lieux parfois distants par l’intermédiaire des mouvements de convection et des brises thermiques. Les facteurs rythmant l’évolution des concentrations d’ozone appartiennent alors plutôt au niveau méso échelle. De manière générale les relations entre chaque site de mesure ont de plus fortes intensités (tab. 2.3). Le clivage nord-sud subsiste et s’explique probablement par le décalage temporel dans l’évolution des concentrations mis en valeur au paragraphe II.4.3. Les plus fortes corrélations s’observent d’une part entre les sites de mesures proches dans l’espace. Antibes et Cannes sont très liés ; Nice Cessole, Nice Las Planas et Nice Botanique sont également fortement corrélés. D’autre part Grasse et Nice Botanique tout comme Nice Cessole et Blausasc présentent des corrélations supérieures à 0,8 tout en étant dans des environnements à la fois éloignés et de nature différente. Il est donc difficile d’attribuer des raisons précises à ces coefficients de corrélations qui identifient seulement des cooccurrences spatiales.

Tableau 2.3 Coefficients de corrélations entre les moyennes horaires de 7 à 22h des neuf analyseurs d’ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.

	Adréchas	Blausasc	Botanique	Cannes	Cessole	Cians	Grasse	Antibes	Las Planas
Adréchas	1,00	0,53	0,56	0,44	0,45	0,84	0,58	0,43	0,55
Blausasc	0,53	1,00	0,75	0,71	0,80	0,64	0,67	0,73	0,75
Botanique	0,56	0,75	1,00	0,76	0,83	0,59	0,80	0,75	0,81
Cannes	0,44	0,71	0,76	1,00	0,77	0,54	0,71	0,88	0,68
Cessole	0,45	0,80	0,83	0,77	1,00	0,57	0,71	0,79	0,83
Cians	0,84	0,64	0,59	0,54	0,57	1,00	0,57	0,55	0,61
Grasse	0,58	0,67	0,80	0,71	0,71	0,57	1,00	0,68	0,72
Antibes	0,43	0,73	0,75	0,88	0,79	0,55	0,68	1,00	0,69
Las Planas	0,55	0,75	0,81	0,68	0,83	0,61	0,72	0,69	1,00

II.6.3 – Corrélations entre les moyennes horaires de 23 à 6 heures.

Au cours de la nuit les propriétés de l’atmosphère sur les premières dizaines de mètres permettent bien souvent aux phénomènes locaux de s’exprimer. Comme cela a déjà été énoncé, la variabilité nocturne des concentrations d’ozone est probablement guidée de manière générale par des facteurs à micro échelle. Ainsi la topographie du site de mesure devrait permettre de discrétiser les stations. Les corrélations obtenues entre les moyennes horaires nocturnes sont bien plus faibles que précédemment (tab. 2.4). Les sites de mesures paraissent ainsi moins interconnectés la nuit. Seules les deux stations d’altitude obtiennent un coefficient supérieur à 0,8. Les relations entre le nord et le sud du département sont très

minces voire nulles. Les trois sites de versant ne sont pas tous bien corrélés puisque Blausasc obtient des corrélations de 0,28 et 0,27 avec Nice Botanique et Grasse respectivement. Il semblerait que Nice Las Planas soit aussi comparable aux deux stations précédentes qu’à Nice Cessole. Enfin Cannes et Antibes sont encore une fois relativement similaires.

Tableau 2.4 Coefficients de corrélations entre les moyennes horaires de 23 à 6h des neuf analyseurs d’ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.

	Adréchas	Blausasc	Botanique	Cannes	Cessole	Cians	Grasse	Antibes	Las Planas
Adréchas	1,00	0,24	0,42	0,17	0,17	0,83	0,46	0,01	0,41
Blausasc	0,24	1,00	0,28	0,26	0,39	0,31	0,27	0,24	0,35
Botanique	0,42	0,28	1,00	0,47	0,52	0,42	0,63	0,24	0,66
Cannes	0,17	0,26	0,47	1,00	0,52	0,24	0,44	0,68	0,43
Cessole	0,17	0,39	0,52	0,52	1,00	0,23	0,44	0,48	0,64
Cians	0,83	0,31	0,42	0,24	0,23	1,00	0,44	0,09	0,42
Grasse	0,46	0,27	0,63	0,44	0,44	0,44	1,00	0,12	0,64
Antibes	0,01	0,24	0,24	0,68	0,48	0,09	0,12	1,00	0,17
Las Planas	0,41	0,35	0,66	0,43	0,64	0,42	0,64	0,17	1,00

II.6.4 – Corrélations entre les maximums horaires journaliers.

Afin de ne pas tenir compte de l’heure à laquelle les niveaux d’ozone atteignent leur maximum pour quantifier les relations entre les sites de mesures, les corrélations entre les maximums horaires journaliers semblent être les variables adaptées. L’intensité des relations réunies dans le tableau 2.5 est globalement plus forte que celle des tableaux précédents. Les corrélations entre les stations nord et les stations sud augmentent particulièrement : en moyenne chaque coefficient gagne 0,2 point par rapport aux tableaux 2.2 et 2.3. Sans prouver une éventuelle connexion entre le littoral du département et son arrière-pays montagneux, ces résultats démontrent tout de même que les niveaux de pollution par l’ozone atteints dans cet espace sont homogènes en règle générale. Enfin des regroupements spatiaux s’opèrent : Cians-Adréchas (0,9) et Cannes-Grasse-Antibes (0,82 à 0,89). Nice Botanique est le site le mieux corrélé avec l’ensemble du réseau de surveillance et il peut à ce titre être considéré comme le point plus représentatif des niveaux de pollution par l’ozone atteints dans le sud du département. Seuls l’Adréchas, le Cians et Blausasc présentent des coefficients inférieurs à 0,8 avec Nice Botanique ; ainsi l’hypothèse selon laquelle des advections d’air pollué s’effectueraient depuis le sud vers le nord du département n’exclut alors pas d’éventuelles transformations chimiques au sein de ces masses d’air. Les concentrations d’ozone seraient donc quelque peu modifiées au fil de leur transit notamment par les probables fortes émissions de COVs biogéniques dans l’arrière-pays.

Tableau 2.5 Coefficients de corrélations entre les maximums horaires des neuf analyseurs d’ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.

	Adréchas	Blausasc	Botanique	Cannes	Cessole	Cians	Grasse	Antibes	Las Planas
Adréchas	1,00	0,73	0,72	0,66	0,64	0,90	0,79	0,67	0,67
Blausasc	0,73	1,00	0,72	0,69	0,77	0,75	0,71	0,70	0,70
Botanique	0,72	0,72	1,00	0,86	0,82	0,70	0,84	0,88	0,80
Cannes	0,66	0,69	0,86	1,00	0,79	0,66	0,83	0,89	0,71
Cessole	0,64	0,77	0,82	0,79	1,00	0,69	0,72	0,76	0,77
Cians	0,90	0,75	0,70	0,66	0,69	1,00	0,74	0,66	0,67
Grasse	0,79	0,71	0,84	0,83	0,72	0,74	1,00	0,82	0,69
Antibes	0,67	0,70	0,88	0,89	0,76	0,66	0,82	1,00	0,75
Las Planas	0,67	0,70	0,80	0,71	0,77	0,67	0,69	0,75	1,00

Cette première approche statistique permet d’étayer les constatations établies selon l’observation des profils diurnes moyens de chaque station. Un décalage très net est visible entre le nord et le sud des Alpes-Maritimes la nuit où l’impact de la topographie sur les

caractéristiques de la CLA entraîne un comportement spécifique de l’ozone. Ces différences, moindres en journée, mettent toutefois en valeur des relations plus fortes entre certaines stations. Des types de stations peuvent-ils alors être définis ?

II.7 – TYPOLOGIE DES SITES DE MESURE D’OZONE.

Les acteurs européens de la surveillance de la qualité de l’air ont défini des types de station selon des critères relatifs à la topographie, à la présence de voies de circulation routières ou d’activités industrielles ainsi que par rapport à la position relative du site de mesures vis-à-vis d’un centre urbain. Sans vouloir remettre en cause l’appartenance de telle ou telle station du réseau d’AtmoPaca à un type précis, il paraît intéressant en raison de l’importante base de données disponible d’effectuer des traitements statistiques de classification. Ces calculs portent à nouveau sur les neuf stations d’ozone pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004. Les classifications ascendantes hiérarchiques effectuées utilisent la méthode de Ward comme critère d’agrégation.

II.7.1 – Classification des stations d’ozone à partir des moyennes horaires de 7h à 22h et de 23h à 6h.

Afin de respecter le changement de dynamique de la CLA tout au long de la journée, deux classifications sont élaborées. Les dendrogrammes issus de ces deux procédures montrent que de 7h à 22h plusieurs types de station se distinguent aisément tandis que de 23h à 6h les limites de chaque classe sont moins nettes (fig. 2.31). Au cours de la période insolaire le dendrogramme peut être coupé en deux niveaux. Tout d’abord l’opposition entre le sud et le nord des Alpes-Maritimes permet de construire deux classes. Puis au sein des stations sud des sous-groupes apparaissent : Blausasc - Nice Cessole - Nice Las Planas puis Cannes - Antibes - Nice Botanique - Grasse. Enfin le niveau le plus pertinent semble être celui discrétisant les sites de mesures en 5 classes : Adréchas - Cians, Nice Cessole - Nice Las Planas, Cannes - Antibes, Nice Botanique - Grasse et Blausasc. Cette classification tient compte à la fois de la

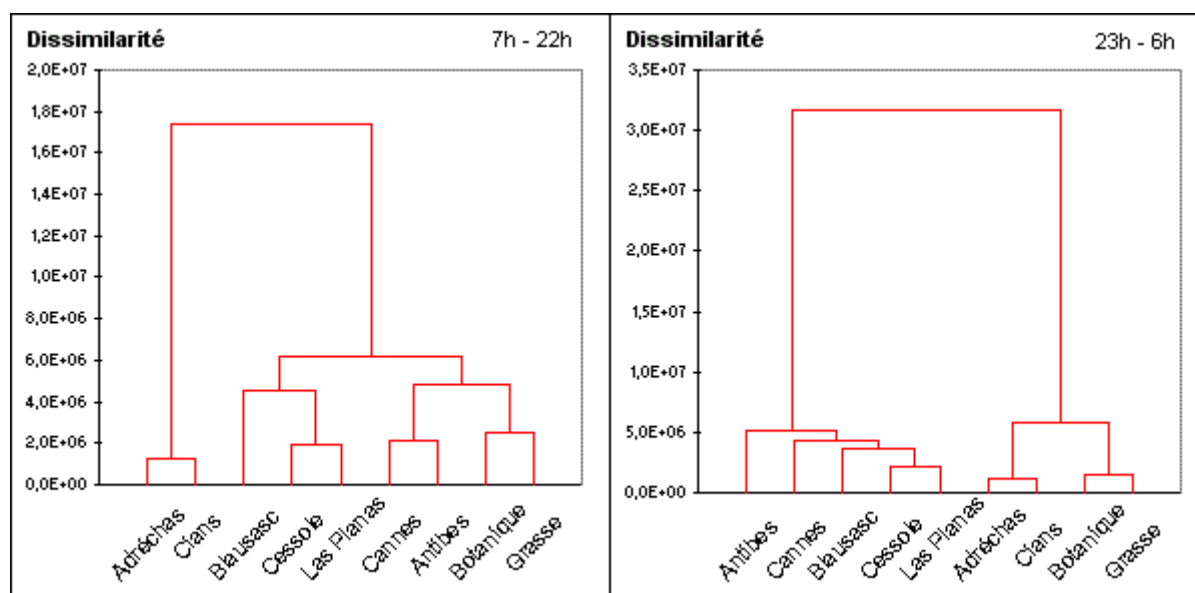


Figure 2.31 Dendrogrammes des classifications ascendantes hiérarchiques (méthode de Ward) sur les moyennes horaires des neuf stations d’ozone de 7h à 22h (à gauche) et de 23h à 6 h (à droite) au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.

topographie des sites et des proximités spatiales. Ainsi les stations d’altitude, de versant et de plaine sont identifiables (sauf Blausasc qui fait figure d’exception) et les stations proches tendent à se ressembler (Cannes - Antibes et Nice Cessole - Nice Las Planas). Par ailleurs durant la nuit le dendrogramme permet d’isoler très clairement deux groupes tributaires des caractéristiques des basses couches de la CLA : d’un côté les sites de mesures d’altitude et de versant et de l’autre ceux implantés en plaine (ou fortement influencé à micro-échelle par un bâtiment ou par le sol comme Blausasc, cf II.1.3). Au sein du premier groupe la distinction entre les stations d’altitude et celles de versant est possible au niveau inférieur.

II.7.2 – Classification des stations d’ozone à partir des moyennes horaires sur 24 heures et des maximums horaires journaliers.

Dans le but d’étayer la démarche du paragraphe précédent consistant à séparer la nuit et le jour dans l’élaboration de type de station, une classification est menée sur l’intégralité des 24 moyennes horaires (fig. 2.32). Connaissant les profils diurnes d’ozone en chaque site (cf. fig. 2.24), l’interprétation de ce dendrogramme paraît bien complexe voire totalement illusoire puisque plusieurs facteurs explicatifs d’échelles spatiales distinctes sont entremêlés.

D’autre part le même traitement statistique opéré sur les seuls maximums horaires journaliers dans chaque station met en lumière de nouvelles influences sur les niveaux d’ozone ; en effet cette classification forme des classes jusqu’ici encore non observées. Il semblerait que la proximité d’une source de pollution atmosphérique primaire guide cette classification. La troncature la plus évidente du dendrogramme (à gauche sur la figure 2.30) discrétise les stations en trois groupes : les stations rurales (Blausasc - Adréchas - Cians), les stations urbaines et périurbaines (les six autres sauf Nice Las Planas) et enfin la station de Nice Las Planas. Cette dernière est isolée du reste du réseau ; son implantation à moins de 400 mètres de l’autoroute A8 pourrait en être la cause. Une autre possibilité de troncature du dendrogramme produit cinq classes : au sein des stations rurales Blausasc s’isole ; une distinction s’opère dans le second groupe en fonction de l’intensité de la pollution primaire (cf. fig. 2.25) : Nice Botanique - Cannes - Antibes s’opposent alors à Nice Cessole - Grasse.

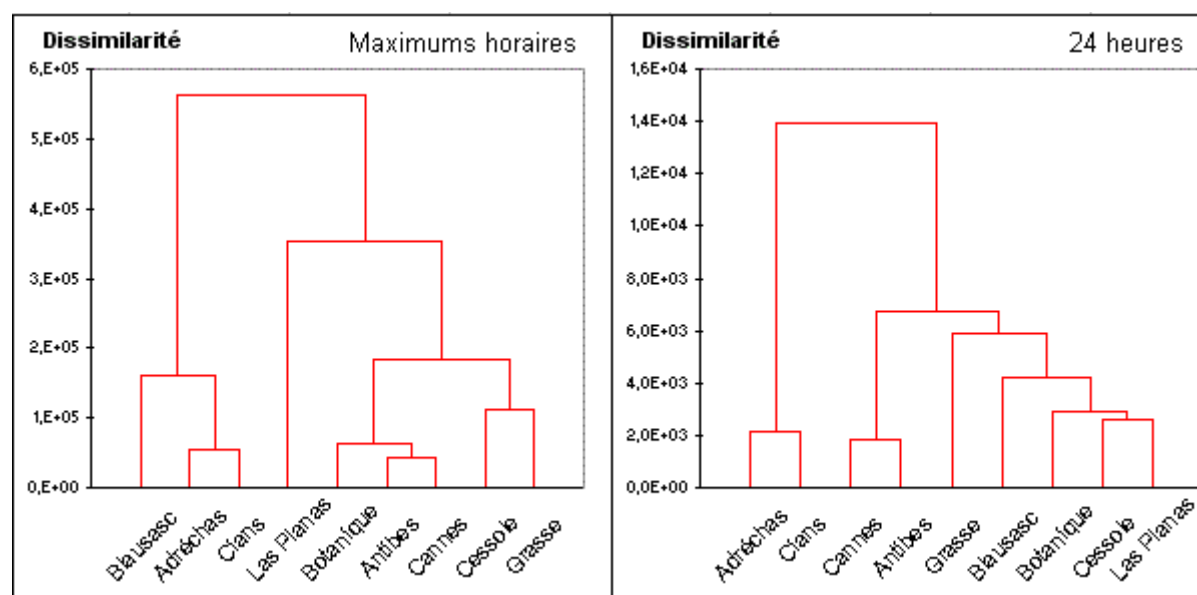


Figure 2.32 Dendrogrammes des classifications ascendantes hiérarchiques (méthode de Ward) sur les maximums horaires (à gauche) et sur les moyennes horaires sur 24h (à droite) des neuf stations d’ozone au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.

Globalement les conclusions apportées par l’analyse des corrélations entre les différents points de mesure de l’ozone, et par l’analyse des classifications de ces points, concordent. Il est primordial de distinguer le jour de la nuit dans les deux approches statistiques afin d’être concentré sur l’influence d’une seule échelle spatiale. L’opposition entre le nord et le sud des Alpes-Maritimes ressort à nouveau nettement à travers les multiples classifications. La définition de stations dites « sud » et de stations dites « nord » se justifie tant les contrastes sont importants à tous points de vue. Au sein de ces stations sud une discrétisation s’opère en fonction de la topographie (versant ou plaine) mais également selon la distance à une source de pollution primaire.

CONCLUSION

Ce long chapitre permet, à travers le réseau de surveillance de la qualité de l’air des Alpes-Maritimes, de mieux comprendre la variabilité temporelle et spatiale de l’ozone. De multiples facteurs, d’échelles spatiales diverses, régissent l’évolution de ce polluant secondaire ; de manière générale, durant la nuit, la faiblesse de la ventilation met en valeur l’influence des propriétés locales de l’environnement du site de mesures tandis qu’en journée, les brises thermiques associées aux mouvements de convection au sein de la CLA semblent lisser le comportement de l’ozone dans l’espace. Enfin la proximité d’un axe de circulation émetteur de polluants primaires est déterminante sur les niveaux d’ozone atteints.

Parmi les nombreux points abordés, les rythmes hebdomadaires de l’ozone et du dioxyde d’azote paraissent primordiaux. La qualité de l’air se dégrade petit à petit tout au long de la semaine en moyenne. Il semblerait qu’une accumulation de polluants dans la basse troposphère du lundi au vendredi soit l’explication la plus logique. La faiblesse des activités professionnelles le weekend mettrait alors un terme à cette lente dégradation. Cet aspect pourrait avoir une importance certaine lors des épisodes de pollution ; en fonction du jour de la semaine au cours duquel les concentrations d’ozone deviendraient critiques, la qualité de l’air pourrait ou non se détériorer à nouveau les jours suivants pour une situation synoptique favorable à l’ozone et persistante. Mais avant d’aborder cet aspect météorologique, il paraît pertinent d’identifier le niveau de fond en ozone dans le département afin de connaître le seuil à partir duquel la troposphère est polluée par les activités humaines et/ou biogéniques.

CHAPITRE III

NIVEAU DE FOND EN OZONE TROPOSPHERIQUE DANS LES ALPES- MARITIMES

INTRODUCTION

Le niveau de fond en ozone troposphérique a déjà été abordé et défini dans le premier chapitre (cf. I.1.3) ; ce rapide exposé de l'état de l'art sur ce phénomène a permis de mettre en valeur le fait qu'il n'est pas aisé d'étudier aujourd'hui le niveau de fond tant les éléments perturbateurs sont nombreux. Pour rappel, le niveau de fond en ozone fait référence à deux ensembles : une part naturelle et une part anthropique. En effet, ce gaz est présent naturellement dans la troposphère ; une partie provient de la stratosphère ; une autre part d'ozone naturel est issu de réactions entre le méthane, émis par les marais et les zones humides, et les oxydes d'azote, émis par les sols et les éclairs. Enfin ces mêmes oxydes d'azote naturels réagissent aussi avec les composés organiques volatils biogéniques émis par les forêts pour former de l'ozone. En ne considérant que cette part tout à fait naturelle de l'ozone troposphérique, sa concentration serait de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La part d'ozone d'origine humaine résulte du mélange de masses d'air pollué et non pollué ainsi que du transport longue distance de celles-ci. Cette part d'ozone est susceptible de varier de manière non négligeable en fonction du niveau d'émission des précurseurs résultant des activités humaines.

L'intérêt de suivre l'évolution du niveau de fond en ozone est double. D'une part ce polluant secondaire est un puissant gaz à effet de serre. La hausse continue de ses concentrations depuis le début du XX^{ème} siècle place donc ce gaz au cœur du réchauffement climatique. D'autre part ce gaz est un oxydant puissant et ses effets sur la santé sont déjà mesurés à court terme (irritations des muqueuses notamment) tout comme ses impacts sur la végétation (jaunissement des feuilles). L'exemple le plus catastrophique est l'épisode de pollution photochimique d'août 2003 qui selon l'Institut de veille sanitaire causa en France 379 décès (InVS, 2004). Les conséquences à long terme de ce polluant sur les organismes vivants constituent encore un domaine de recherche. Ainsi sur le plan sanitaire l'augmentation du niveau de fond en ozone serait néfaste puisqu'elle entraînerait mécaniquement des dépassements des seuils 180 et $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus fréquents et cela alors même que les pics seraient de moins grande ampleur grâce notamment aux traitements des rejets de polluants primaires de plus en plus efficaces. Par ailleurs quel est l'évènement le plus dangereux pour la santé ? Est-ce de franchir $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone durant une heure, ou bien est-ce d'être confronté à un niveau moyen journalier de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$? Il est évident que la hausse du niveau de fond en ozone affectera bien plus le niveau moyen que les maximums horaires...

Le réseau de surveillance de la qualité de l'air AtmoPaca propose deux stations rurales d'altitude dans le nord des Alpes-Maritimes propices au suivi du niveau de fond en ozone. Le site de l'Adréchas est préféré à celui du Cians pour l'observation du niveau de fond car il est situé dans un endroit légèrement plus dégagé (cf. II.1.2). Les émissions de polluants primaires d'origines anthropiques sont très faibles dans cette zone rurale, mais durant la période photochimique les fortes concentrations d'ozone observées laissent penser que des advections de masses d'air pollué sont probables depuis le sud de cet espace littoral montagneux. Ainsi plusieurs niveaux de fond en ozone seront définis puis traités dans ce chapitre. Tout d'abord

au cours des mois de décembre et janvier les teneurs d’ozone étudiées seront, étymologiquement, les plus proches du niveau de fond consensuel rencontré dans la littérature. Par ailleurs il est possible également de définir un autre niveau de fond en ozone au cours de la saison photochimique en fixant certains critères. L’objet de ce chapitre étant de déceler une éventuelle tendance sur les quantités d’ozone présentes en fond dans l’atmosphère malgré le faible recul procuré par la base de données, il convient avant tout d’observer une éventuelle évolution des concentrations de dioxyde d’azote et d’ozone relevées sur l’ensemble du réseau du département.

III.1 – EVOLUTION DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE.

Depuis la prise de conscience par nos sociétés modernes des impacts engendrés par l’homme sur l’environnement, les efforts fait en matière de traitements des déchets ont considérablement amélioré les rejets de polluants atmosphériques par unité polluante émettrice. Par exemple l’existence des normes d’émission Euro contraignant les constructeurs automobiles à abaisser les quantités de polluants émis par les moteurs thermiques ont permis de faire chuter les rejets à la sortie des pots d’échappements. Toutefois parallèlement à ces progrès, les parcs automobiles sont en constante augmentation dans de nombreux pays. Quel facteur prend alors l’ascendant sur l’autre ? L’imposante base de données des concentrations horaires moyennes de dioxyde d’azote et d’ozone depuis 1995 pourrait fournir des indications sur la tendance suivie par la qualité de l’air dans le département.

III.1.1 – L’évolution temporelle du dioxyde d’azote.

III.1.1.1 – Les moyennes annuelles.

Le réseau de mesure AtmoPaca dispose au total de sept sites relevant à la fois les concentrations d’ozone et celles de dioxyde d’azote. Ces stations sont réparties dans les espaces urbanisés des Alpes-Maritimes. Aujourd’hui seules quatre d’entre elles fonctionnent encore. Les données de pollution primaire recueillies correspondent généralement à de l’information de proximité ; la présence d’un axe de circulation proche du site de mesure influence particulièrement la mesure. Ainsi lorsque pour des raisons quelconques la fréquentation de la route toute proche vient à changer, alors les concentrations relevées connaissent aussi un changement. Il ne faudrait donc pas faire de conclusions hâtives sur telles ou telles évolutions observées sans disposer d’informations sur les plans de déplacements urbains ou encore sur d’éventuels travaux provoquant une modification de la circulation automobile.

Les moyennes annuelles de NO₂ calculées dans les stations de Grasse, Cannes, Antibes, Cagnes, Nice Eucalyptus, Nice Cessole et Nice Las Planas sont issues des moyennes horaires (fig. 3.1). Chaque jour ces 24 valeurs ont permis de définir une moyenne journalière ; la moyenne annuelle de chaque année est issue de ces 365 nouvelles valeurs. L’objectif de qualité 2010 de 40 µg/m³ (norme européenne) n’est plus dépassé sur ces stations en 2005. Seules Antibes et Cessole flirtent avec cette valeur limite. Toutefois il semblerait que la distance de mesure par rapport à la route la plus proche soit déterminante : la station de Nice Pellos (non intégrée à ce travail puisqu’elle ne mesure que la pollution primaire) est disposée à moins de 5 mètres d’une artère à fort trafic dans le centre de Nice ; les moyennes annuelles dépassent largement la valeur limite pour atteindre plutôt 60 ou 70 µg/m³. Si les stations présentées ici étaient implantées dans des conditions similaires, alors il est probable que les 40

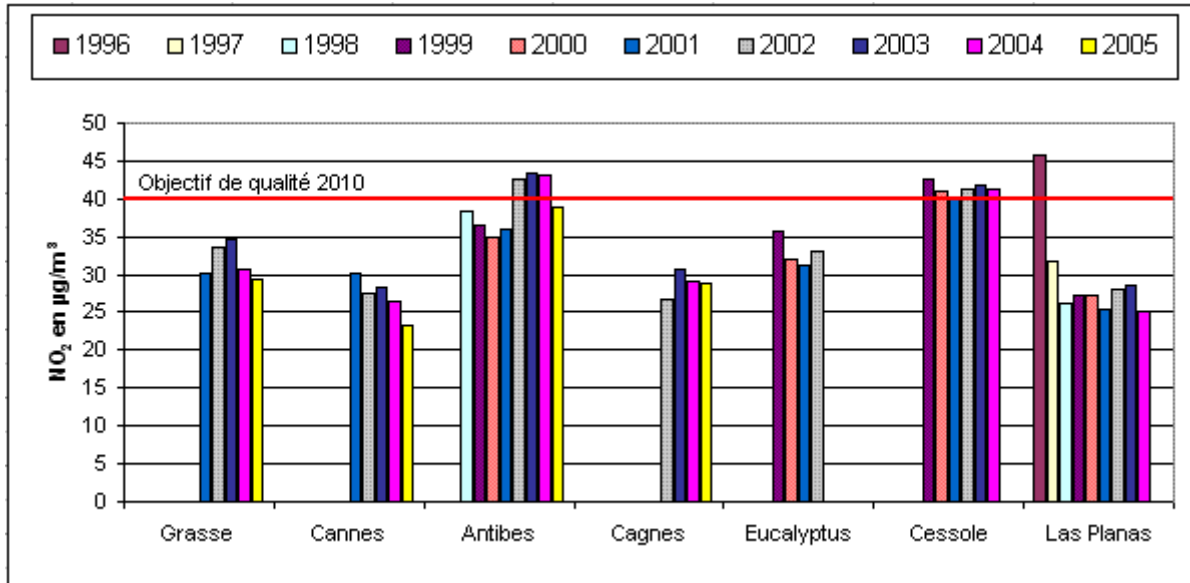


Figure 3.1 Moyennes annuelles de NO₂ à Grasse, Cannes, Antibes, Cagnes, Nice Eucalyptus, Nice Cessole et Nice Las Planas depuis la mise en service des stations jusqu'à leur arrêt ou jusqu'à 2005.

µg/m³ seraient fréquemment dépassés. Hormis le site de Nice Las Planas, où aucune raison ne semble expliquer la forte chute des concentrations de NO₂ entre 1996 et 1997, aucune évolution majeure n'est visible. La station de Cannes paraît suivre une légère tendance à la baisse avec 7 µg/m³ de moins entre 2001 et 2005. La plupart des sites de mesures connaissant seulement de faibles fluctuations en dents de scie.

III.1.1.2 – Les maximums horaires annuels moyens.

A partir de chaque maximum horaire journalier la moyenne annuelle de ces « pics quotidiens » est déterminée. Les considérations énoncées précédemment sur l'influence des modifications des plans de circulation sur les mesures de pollution primaire sont encore plus vraies pour les maximums horaires de NO₂. L'exemple de la station de Nice Pellos et des

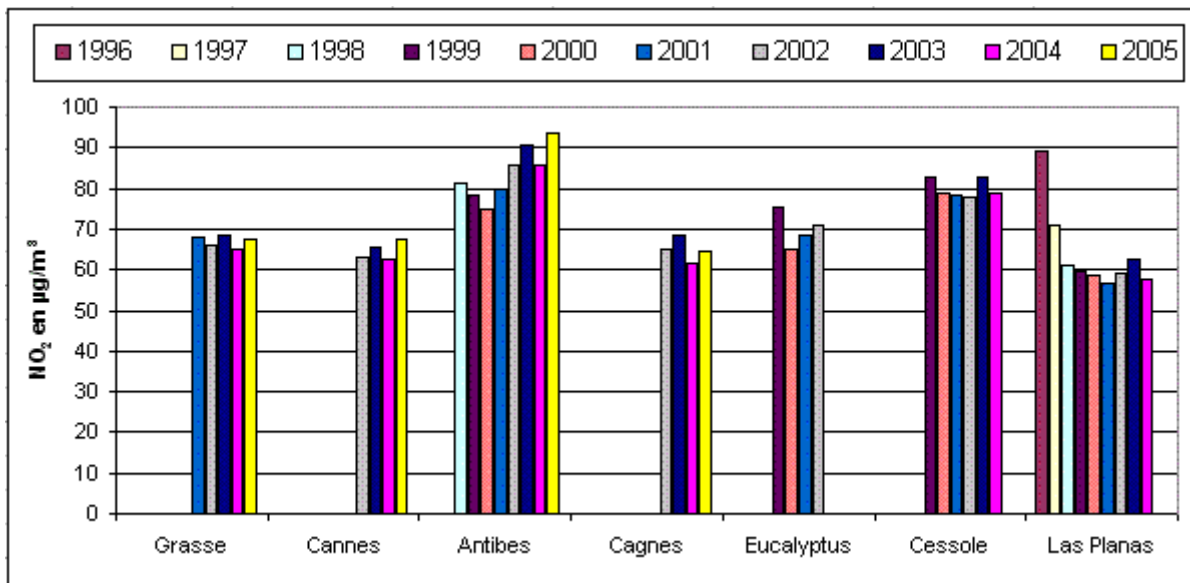


Figure 3.2 Moyennes des maximums horaires journaliers de NO₂ à Grasse, Cannes, Antibes, Cagnes, Nice Eucalyptus, Nice Cessole et Nice Las Planas depuis la mise en service des stations jusqu'à leur arrêt ou jusqu'à 2005.

travaux du tramway dans le centre de Nice depuis fin 2004 apportent des précisions (annexe III.a). L'interdiction à la circulation de l'avenue accueillant le futur tramway a reporté l'intégralité des flux de déplacements sur les rues contiguës, dont l'avenue Pellos. Les moyennes annuelles mais surtout les maximums horaires moyens sont en forte progression depuis fin 2004.

Si les niveaux de NO_2 atteints sont naturellement plus élevés que ceux des moyennes annuelles, leur évolution est quasiment la même que précédemment (fig. 3.2). La forte baisse à Nice Las Planas se retrouve aussi pour les maximums horaires. Cependant la légère diminution de Cannes n'est pas observable et fait plus marquant, la station d'Antibes enregistre une progression de pics quotidiens de NO_2 d'environ $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 1998 et 2005. Les autres sites connaissent une stagnation. Enfin Antibes et Nice Cessole sont les plus affectées avec des valeurs maximales moyennes de 80 à $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 .

III.1.2 – L'évolution temporelle de l'ozone.

III.1.2.1 – Les moyennes d'avril à septembre.

L'ozone a pour spécificité d'être produit principalement d'avril à septembre pendant que l'intensité du rayonnement UV est suffisante pour permettre aux réactions photochimiques d'avoir lieu. Ainsi il est plus pertinent de considérer la moyenne des concentrations journalières uniquement durant cette période (fig. 3.3). Toutefois les moyennes élaborées sur les douze mois de l'année peuvent alors incorporer des informations sur le niveau de fond en ozone puisqu'elles tiennent compte d'un intervalle de temps durant lequel la production de ce polluant secondaire est très faible. Ce raisonnement est encore plus vrai si seuls les mois d'octobre à mars sont pris en compte dans le calcul de la concentration moyenne.

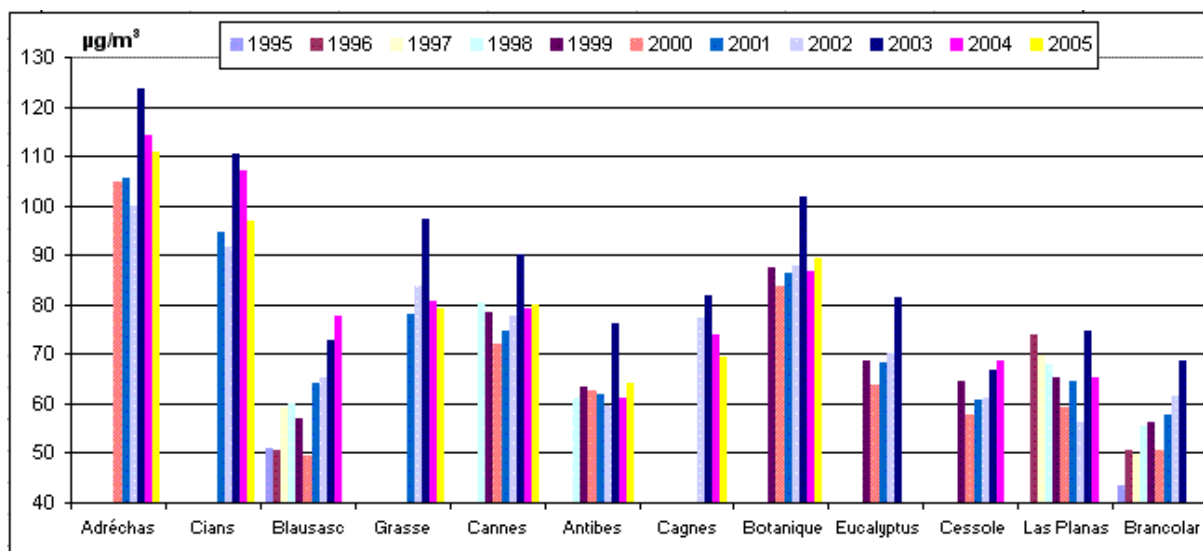


Figure 3.3 Moyennes des concentrations d'ozone d'avril à septembre de 1995 à 2005 dans l'ensemble du réseau de surveillance des Alpes-Maritimes.

Outre des valeurs absolues différentes entre les trois périodes exposées ci-dessus, l'évolution temporelle des concentrations est identique station par station. L'année 2003 se distingue nettement avec des teneurs moyennes de plus de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'avril à septembre à l'Adréchas pour le cas le plus extrême. Aucune tendance ne se dessine réellement hormis dans les stations de Blausasc et de Nice Brancolar. Ces sites connaissent une évolution haussière en dents de scie passant respectivement de 51 à $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 1995 et 2004 et de 43 à $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$

entre 1995 et 2003. Malheureusement l'arrêt du fonctionnement de ces deux stations en 2004 et 2003 ne permet pas de vérifier la pérennité de cette tendance. De plus Blausasc connaît son maximum en 2004 et non en 2003 ; cette exception ne trouve pas d'explications. La comparaison avec Nice Las Planas, dont les mesures ont été réalisées pendant la même période, met à jour une contradiction puisque dans ce site les concentrations sont orientées à la baisse depuis 1996 (2003 remettant ponctuellement en cause cette tendance). Les autres sites de mesures sont caractérisés par une stagnation des concentrations.

III.1.2.2 – Les maximums horaires moyens d'avril à septembre.

Globalement les mêmes observations sont constatées sur les maximums horaires moyens pendant la saison photochimique (fig. 3.4). Les sites de Blausasc et de Nice Brancolar semblent aussi être orientés à la hausse tandis que dans le même temps celui de Nice Las Planas voit sa pollution par l'ozone baisser. L'année 2003 est marquée par des teneurs d'ozone exceptionnelles puisque dans neuf sites les $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont atteints ou dépassés en moyenne. Enfin les calculs sur ces maximums horaires journaliers ont été réalisés également pour l'intégralité de l'année mais aussi pour la période où la production photochimique est très faible. Les comportements observés sont identiques à ceux décelés d'avril à septembre.

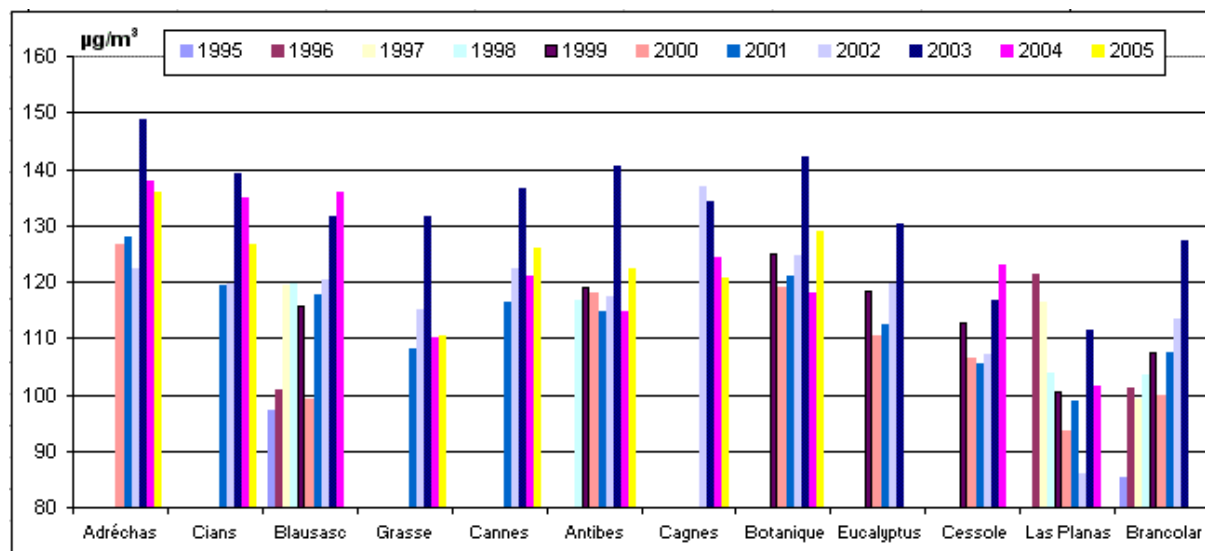


Figure 3.4 Moyennes des maximums horaires journaliers d'ozone d'avril à septembre de 1995 à 2005 dans l'ensemble du réseau de surveillance des Alpes-Maritimes.

L'examen des évolutions respectives des concentrations de dioxyde d'azote et des concentrations d'ozone ne met pas en évidence de tendances nettes. Probablement le recul temporel pris n'est pas assez important et il aurait fallu disposer de plus d'années de mesures sur un plus grand nombre de stations afin d'atteindre cet objectif. De plus certaines observations sont contradictoires : si la baisse des moyennes annuelles de NO_2 à Cannes n'entraîne pas une diminution des teneurs en ozone, la chute des concentrations de NO_2 à Nice Las Planas provoque une baisse (non proportionnelle certes) des niveaux moyens d'ozone. Ainsi aucune conclusion solide ne peut résumer l'évolution de la pollution atmosphérique depuis 1995 dans les Alpes-Maritimes ; cependant est-ce que la plupart des sites de mesures considérés sont propices à la détection d'une évolution d'échelle continentale voire mondiale des niveaux de pollution ? Ne faudrait-il pas s'appuyer uniquement sur un espace à l'écart de perturbations anthropiques ?

III.2 – NIVEAUX DE FOND EN OZONE A L'ADRECHAS.

Comme l'ozone est un gaz très réactif, il est nécessaire afin de déceler une tendance sur son niveau de fond de s'affranchir d'un maximum d'éléments pouvant perturber ce signal. Les stations rurales et les stations d'altitude sont donc privilégiées. Ainsi le choix s'est porté sur le site de l'Adréchas dans l'optique de quantifier l'évolution du niveau de fond en ozone. La station du Cians a été écartée puisque la tête de prélèvement de l'analyseur est située sur la façade d'un bâtiment pouvant induire des perturbations du signal selon la direction du vent. Aucune des méthodes décrites dans le chapitre I et destinées à la détermination du niveau de fond n'est employée ici (analyses des rétro-trajectoires, des périodes non polluées ou encore des concentrations nocturnes).

Deux axes de travail vont conduire à identifier deux niveaux de fond. En effet la station de l'Adréchas peut être considérée sans influences anthropiques durant une partie de la saison non photochimique (au même titre que le site de Mace Head en Irlande ou celui de l'île de Gozo à Malte, cf I.1.3.1) tandis qu'à la vue des concentrations d'ozone d'avril à septembre, les activités humaines semblent affecter les niveaux de pollution dans le nord du département. De ce fait, la période hivernale permet de déterminer le niveau de fond en ozone dont la définition a été rappelée dans l'introduction de ce chapitre ; par ailleurs au cours de la saison photochimique, le recyclage au sol en matinée de l'ozone contenu dans la couche intermédiaire (phase 1 des stations d'altitude, cf II.3.1) induit une hausse sensible mais limitée dans le temps, suivie d'une période de stagnation des concentrations. Ces teneurs sont jugées représentatives d'un niveau homogène d'ozone résultant du brassage des polluants de la veille durant la nuit dans la couche intermédiaire. A ce titre ces concentrations d'ozone définissent un autre niveau de fond tenant plus compte de la pollution « de proximité », aussi bien temporellement (veille ou avant-veille) que spatialement (mésos-échelle opposée à l'échelle hémisphérique).

III.2.1 – Distinction entre mois légaux et mois solaires.

Par convention en météorologie et en climatologie, une moyenne mensuelle est établie du 1^{er} au 30 ou au 31 d'un mois du calendrier. Cependant sachant que le moteur du système climatique est le soleil, ne serait-il pas plus juste de considérer les mois solaires (du 22 du mois au 21 du mois suivant) au lieu des mois légaux ? En outre, la pollution photochimique est directement liée à l'activité solaire ; ainsi afin de déterminer la période idéale pour calculer les niveaux de fond en ozone, la prise en compte des mois solaires est privilégiée.

En effet la confrontation des méthodes de calcul des moyennes mensuelles dénote une plus grande représentativité du phénomène pour les mois solaires (fig. 3.5 et 3.6). Les mois d'octobre et de mars sont très différents lorsque les concentrations moyennes horaires sont établies du 1^{er} au 31 du mois tandis qu'ils sont beaucoup plus proches selon l'autre méthode. Toutefois un net écart subsiste entre les deux profils moyens (environ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la majeure partie de la journée) ; il pourrait s'expliquer par des conditions météorologiques statistiquement plus perturbées en octobre qu'en mars. Fait marquant, la hausse des concentrations vers 13h est identique à celle observée durant la période photochimique. Une production d'ozone locale ou exogène (étant donnée l'heure de la hausse) est donc possible pendant ces deux mois. Ce phénomène est mieux décrit en établissant les profils diurnes selon les mois solaires ; l'intensité du rayonnement UV est alors identique en octobre (22 septembre au 21 octobre) et en mars (22 février au 21 mars). Enfin les quatre autres mois sont plus proches les uns des autres en suivant le rythme solaire et les écarts-types sont comparables (annexe III.b).

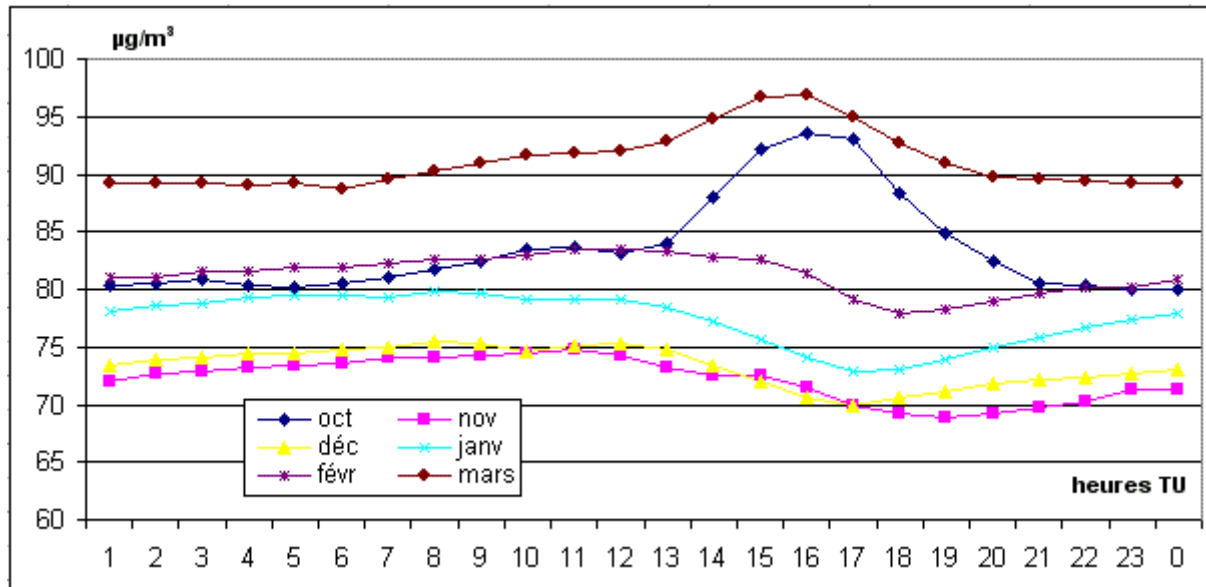


Figure 3.5 Moyennes horaires mensuelles solaires des concentrations d'ozone à l'Adrèchas au cours des mois d'octobre à mars de 2000 à 2007.

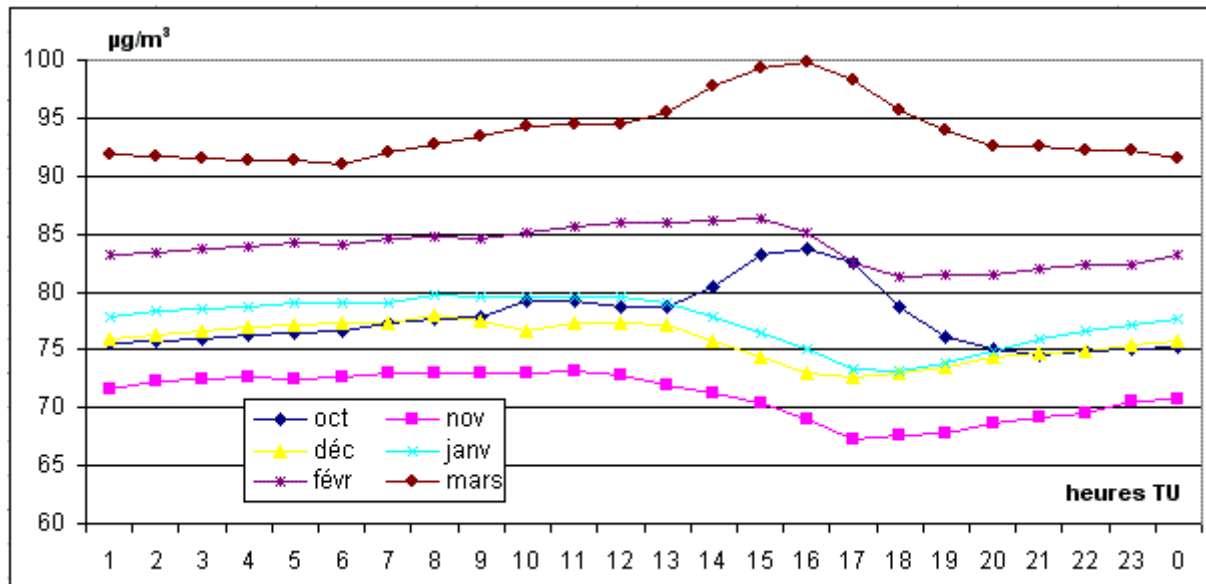


Figure 3.6 Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à l'Adrèchas au cours des mois d'octobre à mars de 2000 à 2007.

III.2.2 – Evolution des niveaux de fond en ozone de 2000 à 2008 à l'Adrèchas.

III.2.2.1 – Le niveau de fond en période hivernale.

A cette époque de l'année l'arrière-pays des Alpes-Maritimes est déconnecté du littoral d'un point de vue aérologique. En effet les brises de mer et de vallées sont très faibles en hiver dans le département du fait notamment des contrastes thermiques terre-mer très limités (Carrega, 1994). Ainsi les probables advections d'air, du sud au nord de cet espace, qui ont lieu au cours de la saison photochimique, sont quasiment inexistantes en hiver. De plus l'observation des profils moyens diurnes des concentrations d'ozone d'octobre à mars à l'Adrèchas montre une hausse des teneurs vers 13h en octobre et en mars ; alors que l'intensité du rayonnement UV est plus faible qu'entre avril et septembre, il semblerait qu'elle soit encore suffisante afin de produire de l'ozone. Par contre les quatre autres mois ne sont

plus concernés par ce polluant puisque le rayonnement UV n'est cette fois plus assez puissant. Par conséquent aucune hausse d'ozone ne se produit durant l'après-midi mais ceci ne signifie pas pour autant que le régime de brises thermiques permettant une connexion littoral-montagne soit absent. Ainsi le calcul du niveau de fond en ozone est réalisé seulement sur les mois solaires de décembre et janvier afin d'être certain qu'aucune production photochimique ne soit possible et d'autre part pour s'affranchir d'une éventuelle influence de masses d'air originaires du sud urbanisé et émetteur de polluants primaires.

Les profils diurnes moyens de décembre et janvier présentent quelques variations mêmes si celles-ci sont minimales. Les concentrations sont comprises entre 70 et 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Leurs maximums s'observent entre 8h et 12h et leurs minimums à 17h. Il existe donc un net décalage avec la variabilité journalière habituellement constatée d'avril à septembre. Ce rythme partage quelques caractéristiques avec l'évolution diurne constatée dans des sites de haute altitude comme dans celui du pic du Midi (2877 m) où les plus basses concentrations sont enregistrées aux heures les plus chaudes de la journée (Gheusi et al., 2007). Ce cycle inversé serait induit, selon les auteurs, par des advections d'air moins chargé en ozone en provenance de plus basses altitudes où les teneurs en ozone sont naturellement plus faibles « du fait du profil d'ozone moyen fortement croissant dans les premiers kilomètres de la troposphère ». Or l'Adréchas n'est pas un site de haute altitude mais l'inflexion de la courbe moyenne d'ozone dès 13h pourrait être le signe d'une advection d'air moins chargé en ozone depuis les vallées de la Vesubie ou de la Tinée grâce à de faibles brises de versant et de vallée. Cette hypothèse mériterait vérification et doit être considérée avec prudence.

Toutefois la démarche suivie pour quantifier le niveau de fond en ozone à l'Adréchas ne peut pas tenir compte des concentrations d'ozone ultérieures à 13h puisque ces valeurs sont susceptibles d'être affectées par des phénomènes d'échelle locale. Ainsi seules les moyennes horaires de 8h à 12h sont retenues puisque durant ces heures le développement progressif de la couche de mélange permet probablement d'observer des concentrations d'ozone représentatives d'une ambiance générale. De 2000 à 2008 une valeur moyenne est établie par an à partir des concentrations de décembre et janvier de 8h à 12h, étant entendu que chaque valeur est à cheval sur deux années civiles : par exemple le niveau de fond de 2001 est la moyenne des concentrations horaires de 8h à 12h de décembre 2000 et janvier 2001. Les écarts-types sont compris entre 8 et 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (annexe III.c). Sur les neuf années la tendance générale marque une légère baisse d'environ 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, passant de 79 à 76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cependant entre 2000 et 2006 une hausse sensible est observée. Il semblerait donc que sur neuf ans le niveau de fond en période hivernale ne suive pas de direction privilégiée (fig. 3.7).

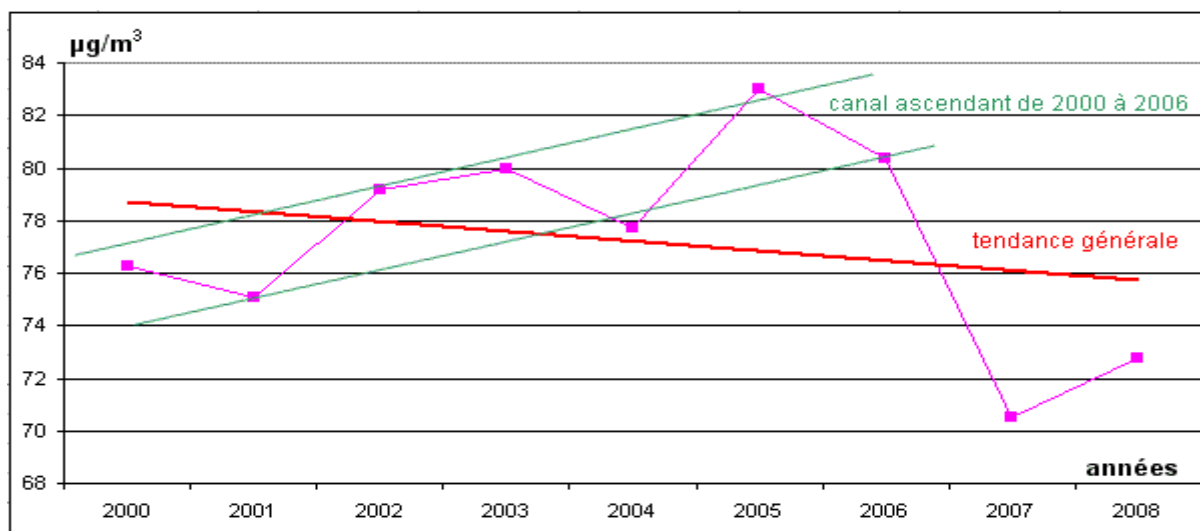


Figure 3.7 Evolution du niveau de fond en ozone en période hivernale à l'Adréchas entre 1999 et 2008.

III.2.2.2 – Le niveau de fond en ozone sur l'année complète.

La détermination de ce niveau de fond prend en compte la pollution par l'ozone à méso-échelle d'avril à septembre et même de mars à octobre puisque les profils diurnes moyens paraissent identifier une production photochimique durant ces deux derniers mois. La logique suivie est la même qu'au cours du paragraphe précédent. Il s'agit de ne retenir que les concentrations horaires de 8h à 11h cette fois, afin de déterminer une moyenne par mois solaires. Les teneurs moyennes d'ozone de 12h ont été mises de côté puisque les profils moyens d'avril à septembre montrent une forte hausse débutant entre 11h et 12h (fig. 3.8). Ce « nouvel » ozone probablement advecté ne correspond plus au signal visé. En effet même si ce dernier est fortement influencé par la production d'ozone de la veille, il correspond à un phénomène plus homogénéisé spatialement. La comparaison des comportements diurnes de l'ozone au Cians et à l'Adréchas illustre parfaitement cette opinion (fig. 3.9).

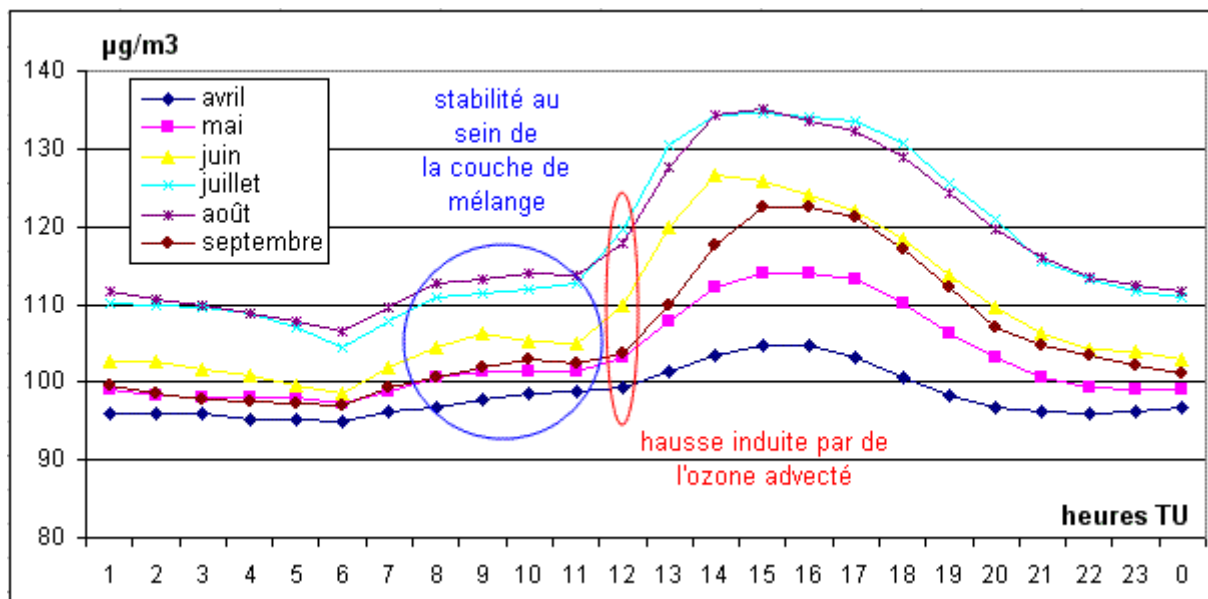


Figure 3.8 Moyennes horaires mensuelles solaires des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2007.

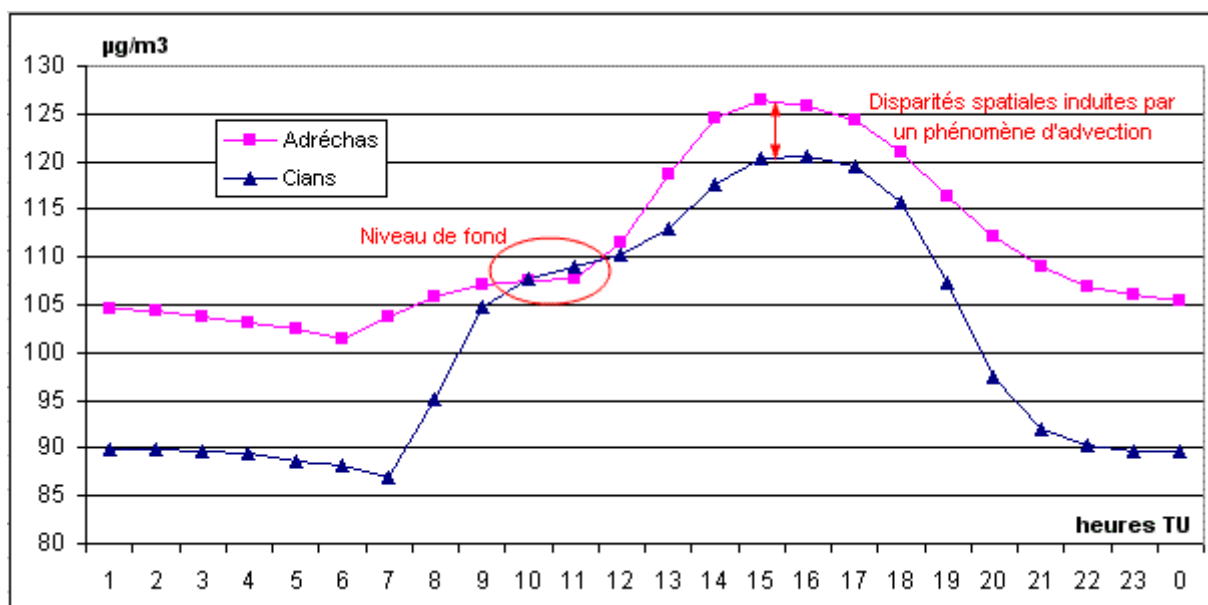


Figure 3.9 Comparaison des profils diurnes moyens d'ozone à l'Adréchas et au Cians au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.

Le niveau de fond en ozone de janvier 2000 à mars 2008 ne suit pas d'orientation particulière (fig. 3.10). La droite d'ajustement symbolisant la tendance générale est quasiment horizontale. Cependant des fluctuations sont notables : de 2000 à fin 2004 la hausse sensible observée sur le niveau de fond en période hivernale est aussi identifiée ici. Par ailleurs la saison photochimique 2003 se démarque nettement avec un niveau de fond de plus de 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en août à l'Adréchas. L'année 2005 est comparable à l'année précédente, puis le niveau de fond baisse par la suite. Le mois de juillet 2006 constitue toutefois une exception à cette nouvelle orientation.

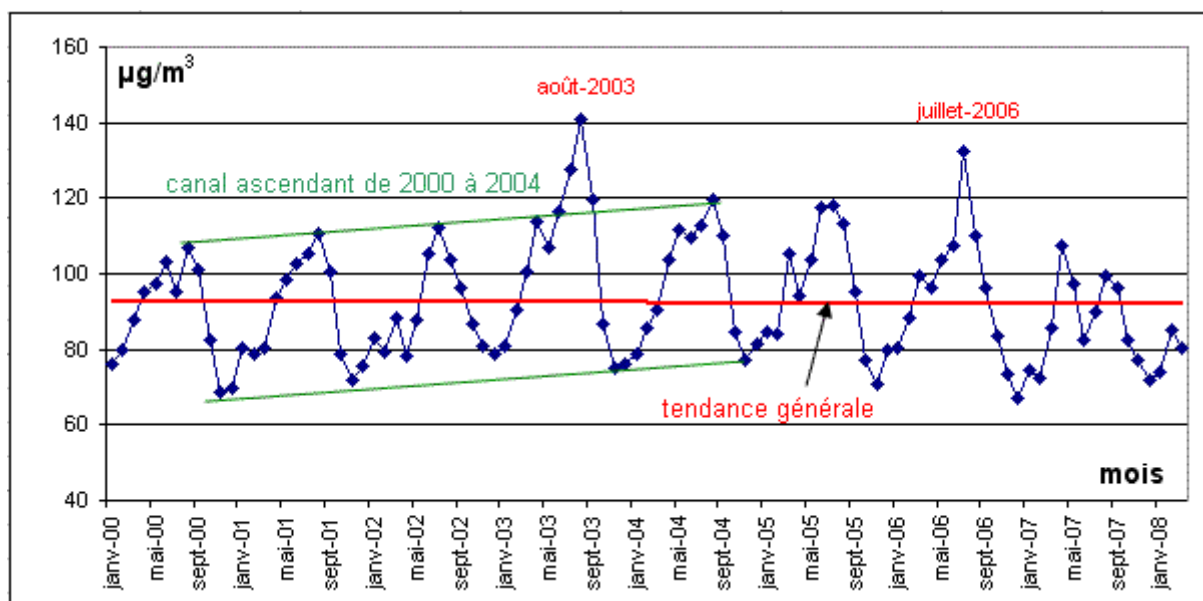


Figure 3.10 Evolution du niveau de fond en ozone par mois à l'Adréchas entre janvier 2000 et mars 2008.

CONCLUSION

Il semblerait que la pollution par l'ozone dans les Alpes-Maritimes n'évolue pas ou très peu depuis plus de 10 ans. Malgré un traitement de plus en plus performant des rejets de gaz produits par la combustion des énergies fossiles, l'impact sur les niveaux ambiants de dioxyde d'azote et d'ozone est quasi nul. L'augmentation du parc automobile et la généralisation de la climatisation dans les véhicules pourraient masquer les progrès technologiques (pots catalytiques, rendements moteurs meilleurs, essences de plus en plus raffinées). D'autre part l'évaluation des niveaux de fond en ozone à l'Adréchas, en période hivernale ou sur l'année complète, permet de dégager des conclusions identiques. La hausse de ces niveaux entre 2000 et 2004-2005 fait place ensuite à une légère baisse. Ainsi sur l'historique complet des mesures de fin 1999 à début 2008 la tendance est à la stagnation des niveaux de fond en ozone.

Cependant si l'évolution de l'ozone dans le département ne privilégie aucune orientation précise, les niveaux de fond montrent une certaine variabilité. Outre le cycle annuel bien connu, la figure 3.10 fait apparaître une succession d'années au cours desquelles les concentrations varient dans le même sens. Puis la progression s'inverse. Quel est le moteur de cette évolution en dents de scie ? Au-delà de l'influence des émissions de polluants primaires sur les niveaux de pollution atmosphériques mesurés, un second ensemble de facteurs non encore abordés dans les chapitres II et III régissent les concentrations observées. En effet les variables climatiques facilitent ou non la dispersion des polluants émis.

CHAPITRE IV

LES TYPES DE CIRCULATION ATMOSPHERIQUE ET LA POLLUTION PAR L’OZONE DANS LES ALPES-MARITIMES

INTRODUCTION

La pollution de l’air est dépendante des conditions climatiques, spécialement la pollution par l’ozone. Les variables météorologiques telles que la température, la pression atmosphérique, la force du vent ou encore l’intensité du rayonnement solaire font partie des facteurs influençant la concentration d’ozone troposphérique ; certaines agissent sur les processus de formation de ce polluant secondaire, d’autres sur les mécanismes de transport et de dispersion dans les basses couches de l’atmosphère. Ainsi la qualité de l’air varie au gré du temps en fonction des valeurs que prennent les variables climatiques et en fonction de l’intensité des émissions de polluants primaires. Toutefois les variations du temps suivent des rythmes cycliques tels que les saisons et les conditions météorologiques sont parfois répétitives ou persistantes ; ceci permet de grouper des jours qui se ressemblent sans qu’ils soient nécessairement successifs. Existe-t-il alors des situations synoptiques favorables à une bonne ou à une mauvaise qualité de l’air ? En d’autres termes peut-on définir des types de circulation atmosphérique de la pollution de l’air ?

Les notions de types de circulation atmosphérique et de types de temps sont souvent mal définies en climatologie ; pourtant il existe une différence d’un point de vue épistémologique. Ces deux termes sont associés à une confusion entre la méso-échelle (de quelques dizaines à une centaine de kilomètres) et la macro-échelle (plusieurs milliers de km) qui correspond plutôt à l’échelle des types de circulation (Douguedroit, 2004). Plus l’on grandit l’espace étudié et plus on se détache inéluctablement du type de temps pour se rapprocher du type de circulation. La circulation générale engendre le type de temps, ou plutôt se situe en amont, un même type de circulation ne produit pas toujours le même type de temps. Parfois l’inverse est également vrai : un temps couvert à forte nébulosité caractérise des circulations anticycloniques, comme cycloniques (Carrega, 2004).

Ainsi la démarche selon laquelle est étudiée la pollution par l’ozone ici est originale. En effet l’objectif est de définir des types de circulation en relation avec les concentrations d’ozone localement ; il s’agit donc d’établir des liens entre un phénomène à macro-échelle et un autre à méso-échelle. Deux phénomènes d’échelles distinctes sont-ils liés ? Quelle est la part d’influence du phénomène continental sur le local ? Dans quelle mesure les liens sont-ils pertinents ? La méthode utilisée est inductive : par l’intermédiaire des statistiques exploratoires des types de circulation sont établis. Les données météorologiques sont issues des réanalyses du NCEP (National Center for Environmental Prediction).

IV.1 – BASE DE DONNEES ET METHODOLOGIE.

Les réanalyses du NCEP, disponibles en ligne, procurent une abondante source de données. L’obstacle majeur est de ne pas se perdre dans cette pléthore. Les champs atmosphériques réanalysés sont plus des champs d’observation que des sorties de modèles. Du fait de l’intégration d’un grand nombre de données mesurées, les réanalyses semblent plus

proches de la climatologie observée que de la climatologie du modèle (Poccard, 2000). Chacun des champs réanalysés est classé parmi quatre catégories qui décrivent l’influence des observations ou de la physique du modèle sur les résultats (Kalnay et al., 1996). Ces classes sont nommées de A à D ; la classe A est la plus fortement influencée par les observations, et la classe D dépend exclusivement du modèle. Le choix des variables météorologiques du NCEP utilisées découle de l’intensité des relations qu’elles entretiennent avec les concentrations d’ozone délivrées par AtmoPaca dans les Alpes-Maritimes. Enfin la combinaison d’analyses en composantes principales (ACP) et de classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) est la démarche suivie afin d’aboutir à la construction des types de circulation atmosphérique.

IV.1.1 – Données de réanalyses du NCEP.

Ces données journalières sont disponibles à une résolution latitudinale et longitudinale de 2,5° dans la plupart des cas. Cette résolution permet donc de travailler à macro-échelle. Ainsi dans l’élaboration des types de circulation en relation avec les niveaux de pollution par l’ozone dans le département des Alpes-Maritimes, la fenêtre d’étude utilisée s’étend de 30° à 60° de latitude nord et de 30° W à 30°E de longitude (fig. 4.1). Ce choix est motivé avant tout pour que le département soit au plus près du centre de l’espace tout en étant légèrement décalé vers l’est : la circulation générale étant orientée d’ouest en est à cette latitude, il est primordial de tenir compte des champs atmosphériques réanalysés sur le proche Atlantique. Même s’ils n’influencent pas directement les taux d’ozone dans la région niçoise, ils se situent fréquemment en amont de la circulation atmosphérique qui la concerne.

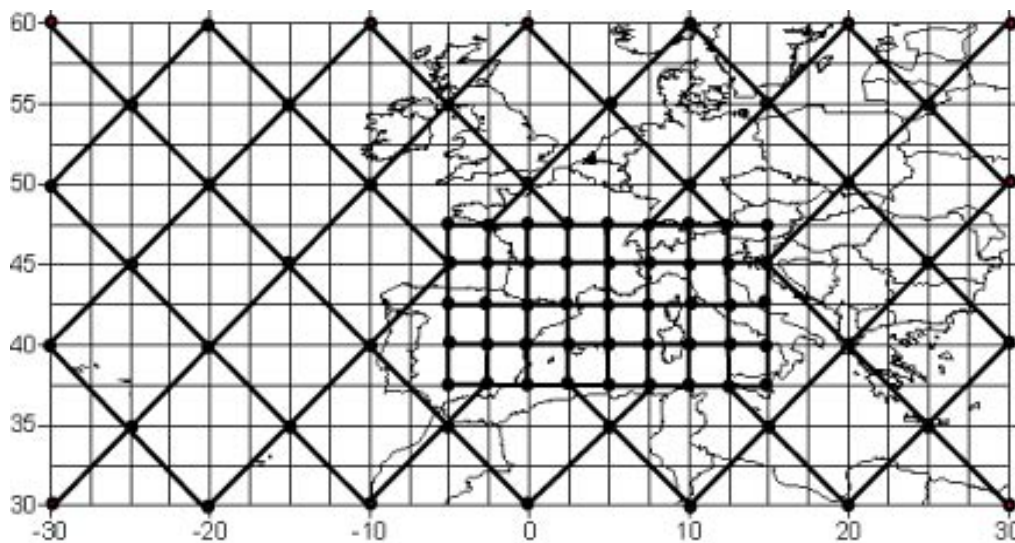


Figure 4.1 Fenêtre européenne de 86 points de grille (en gras) utilisée pour déterminer les types de circulation atmosphériques en relation avec les concentrations d’ozone dans les Alpes-Maritimes.

Au total 325 points composent la maille orthogonale en trait fin (25 colonnes et 13 lignes). Les calculs menés par la suite ne prennent pas en compte l’ensemble de ces points afin d’alléger le temps nécessaire à l’exécution des opérations. Une résolution maximale est conservée au centre de la carte tandis que des points sont supprimés ailleurs afin de pondérer plus fortement les mailles proches du sud-est de la France. De nombreuses fenêtres d’étude ont été testées avec des résolutions différentes. La figure 4.1 présente en gras le maillage qui a procuré les meilleurs résultats (variabilité intra-classe des champs météorologiques la plus faible).

IV.1.2 – Données d’ozone d’AtmoPaca.

La volonté d’établir des types de circulation atmosphérique permettant de discrétiser différents niveaux de pollution par l’ozone passe par la sélection des variables météorologiques les plus influentes sur les concentrations d’ozone. Il s’agit donc de déterminer l’intensité des relations entre de multiples variables climatiques et les données de pollution dans chaque station retenue. Plus la période de temps commune à ces deux ensembles de variables sera longue et plus les corrélations dégagées auront de significativité. Toutefois, plus que l’aspect temporel, l’aspect spatial semble prioritaire : il s’agit donc de parvenir à un compromis entre un nombre maximal de stations proposant des concentrations d’ozone sur le même intervalle de temps, et la disponibilité des données de ré-analyses ayant un lien avec les teneurs d’ozone. Ainsi les concentrations d’ozone des neuf stations étudiées au cours du chapitre II, servent de socle à ce travail. Cependant certaines variables météorologiques issues des réanalyses ne sont disponibles que depuis l’année 2002. Celles-ci sont de plus assez bien corrélées avec les concentrations d’ozone. Ainsi seules les saisons photochimiques de 2002 à 2004 peuvent être prises en compte.

Par ailleurs la saison photochimique est divisée en deux trimestres pour lesquels des types de circulation atmosphérique distincts seront déterminés. La motivation de ce procédé provient du fait que les profils moyens diurnes et les maximums horaires journaliers sont comparables au cours des mois de juin, juillet et août (JJA) ; pour les mois d’avril, mai et septembre (AMS), mois à nouveau équivalents entre eux, les niveaux d’ozone atteints sont inférieurs à ceux du trimestre JJA (fig. 4.2 et cf II.3). Un comportement différent ne suppose pas des mécanismes différents entre les variables météorologiques et l’ozone, mais des situations synoptiques distinctes. Par conséquent les types de circulation seront définis pour chacun des deux trimestres.

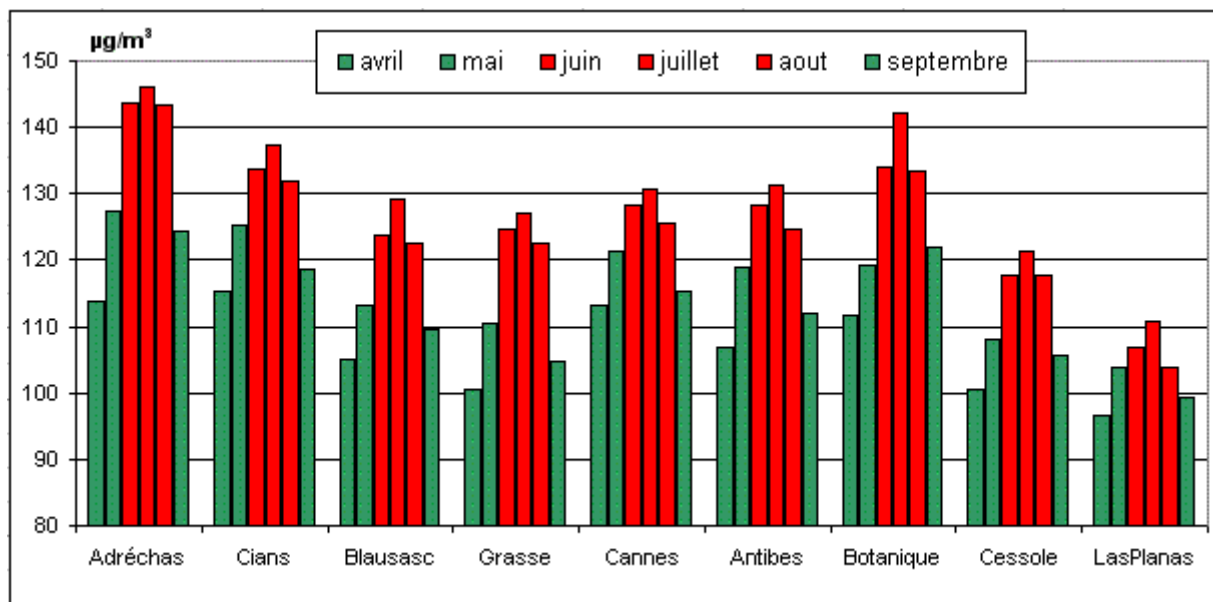


Figure 4.2 Moyennes des maximums horaires journaliers par mois et par station depuis leur mise en service jusqu’à septembre 2005.

IV.1.3 – Relations entre les champs atmosphériques réanalysés et l’ozone.

Quelles sont les variables météorologiques les plus pertinentes pour définir des types de circulation atmosphérique par rapport à la pollution par l’ozone ? Des coefficients de corrélation sont calculés entre les maximums horaires journaliers et la donnée NCEP

journalière (12h TU) la plus proche du département. Deux choix sont possibles : soit le point de coordonnées 42,5°N/7,5°E, soit le point 45°N/7,5°E. Malheureusement la région niçoise est à équidistance de ces deux nœuds de grille, l’un étant situé en mer et l’autre dans le Piémont italien.

Les variables climatiques testées sont multiples : les altitudes des géopotentiels 1000, 925, 850, 700, 600 et 500 hPa ; la température, l’humidité relative, la vorticité relative, la vitesse et la direction du vent, le flux solaire, la couverture nuageuse sont aussi testés et ceci pour tous les géopotentiels compris entre 1000 et 500 hPa. Quatre variables météorologiques sont relativement bien corrélées avec les concentrations d’ozone : l’altitude du géopotentiel 500 hPa, la vorticité relative à 700 hPa, l’humidité relative et la vitesse du vent à 1000 hPa. Les deux premières variables agissent sur la stabilité de l’air et donc sur la dispersion verticale des polluants. L’humidité relative contrôle en partie l’intensité des réactions photochimiques (cf. I.1.2.5). Enfin la vitesse du vent favorise ou non la dispersion horizontale de l’ozone. Le point de latitude 45°N est le plus corrélé avec les données d’ozone (tab. 4.1). Seuls ces prédictors sont retenus puisque d’une part ils ont obtenu les meilleurs coefficients de corrélation avec les valeurs d’ozone, et parce que d’autre part ils ne sont que faiblement redondants entre eux. En effet une variable telle que la température maximale entretient aussi une très bonne relation avec l’ozone mais elle est fortement liée au géopotentiel 500 hPa ; elle n’a donc pas été conservée pour élaborer les types de circulation. Seule l’humidité relative ne correspond pas à une variable réanalysée de classe A. Elle s’identifie à la classe B puisque le taux d’humidité dans l’atmosphère dépend de la façon dont sont paramétrés les processus convectifs ; la climatologie du modèle influence donc cette variable.

Tableau 4.1 : Coefficients de corrélation entre les quatre variables du NCEP retenues et les maximums horaires journaliers d’ozone dans les Alpes-Maritimes entre 2002 et 2004 pour deux points de grille (45° de latitude nord en blanc et 42,5° de latitude nord en grisé).

Variables	Périodes	Adréchas	Botanique	Blausasc	Cessole	Cians	LasPlanas	Grasse	Antibes	Cannes
500 hPa	Avril à sept	0,66	0,51	0,42	0,36	0,52	0,39	0,60	0,45	0,41
		0,69	0,55	0,45	0,39	0,56	0,42	0,64	0,49	0,46
	AMS	0,55	0,48	0,28	0,33	0,41	0,36	0,50	0,35	0,40
		0,58	0,52	0,31	0,37	0,45	0,39	0,53	0,38	0,44
	JJA	0,62	0,42	0,42	0,32	0,48	0,33	0,58	0,44	0,42
		0,69	0,50	0,46	0,36	0,55	0,40	0,67	0,51	0,50
Hum. rel.	Avril à sept	-0,26	-0,24	-0,16	-0,17	-0,22	-0,21	-0,27	-0,25	-0,22
		-0,59	-0,46	-0,42	-0,36	-0,51	-0,41	-0,54	-0,46	-0,42
	AMS	-0,17	-0,23	-0,20	-0,16	-0,14	-0,19	-0,19	-0,16	-0,16
		-0,23	-0,28	-0,22	-0,20	-0,19	-0,22	-0,23	-0,20	-0,21
	JJA	-0,27	-0,26	-0,16	-0,21	-0,25	-0,25	-0,26	-0,28	-0,24
		-0,61	-0,44	-0,42	-0,34	-0,54	-0,42	-0,52	-0,45	-0,40
Vort. rel.	Avril à sept	-0,41	-0,35	-0,33	-0,31	-0,33	-0,30	-0,41	-0,36	-0,37
		-0,48	-0,37	-0,34	-0,34	-0,41	-0,34	-0,46	-0,38	-0,40
	AMS	-0,38	-0,37	-0,33	-0,37	-0,33	-0,32	-0,39	-0,37	-0,40
		-0,45	-0,37	-0,33	-0,36	-0,39	-0,35	-0,39	-0,37	-0,41
	JJA	-0,40	-0,28	-0,29	-0,22	-0,28	-0,23	-0,41	-0,32	-0,32
		-0,47	-0,33	-0,29	-0,27	-0,37	-0,28	-0,48	-0,34	-0,37
Vit. vent	Avril à sept	-0,31	-0,31	-0,30	-0,22	-0,27	-0,26	-0,34	-0,28	-0,25
		-0,36	-0,37	-0,31	-0,27	-0,31	-0,29	-0,39	-0,33	-0,31
	AMS	-0,17	-0,23	-0,20	-0,16	-0,14	-0,19	-0,19	-0,16	-0,16
		-0,23	-0,28	-0,22	-0,20	-0,19	-0,22	-0,23	-0,20	-0,21
	JJA	-0,35	-0,32	-0,33	-0,23	-0,31	-0,27	-0,40	-0,31	-0,29
		-0,38	-0,38	-0,32	-0,29	-0,35	-0,32	-0,47	-0,37	-0,36

IV.1.4 – Méthodologie suivie : les statistiques exploratoires.

Qu’il s’agisse du type de circulation ou du type de temps, le recours à une technique de classification est inévitable afin de déterminer les limites de chaque « type ». Le choix de la méthode suivie n’est pas sans conséquences : les résultats ne seront pas les mêmes selon la technique employée ; il apparaît alors judicieux de s’informer sur les multiples possibilités existantes ainsi que sur la faisabilité d’une technique par rapport aux données disponibles et par rapport aux résultats souhaités. De manière générale l’objectif commun à toute procédure de classification est de mettre en place des groupes dont la variance intra-groupe est minimale et dont la variance inter-groupes est maximale. Il ne s’agit pas ici d’établir un exposé exhaustif des techniques de classification, mais de présenter les méthodes les plus utilisées en matière de types de temps et de types de circulation, notamment pour une application à la pollution atmosphérique.

Avant l’introduction massive de l’informatique et un développement de performances suffisantes, les classifications étaient avant tout fondées sur la subjectivité du chercheur. Elles se faisaient de façon manuelle, par l’analyse de cartes synoptiques et en raisonnant par analogie. Leurs reproductibilités demeuraient très limitées. Cette méthode a inspiré une classification de la pollution par l’ozone dans la région de Pittsburgh (Comrie et Yarnal, 1992). La qualité de l’air en fonction des conditions synoptiques a aussi été classifiée dans le Parc National du Grand Canyon (Davis et Gay, 1993) ; en outre des travaux combinent la classification manuelle avec une analyse de corrélation afin de réduire la faiblesse de la méthode (Frakes et Yarnal, 1997). Aujourd’hui cette technique est fortement délaissée à cause de son manque d’objectivité mais aussi en raison de la somme de travail considérable qu’elle exigeait.

Actuellement les capacités informatiques permettent le traitement automatique des données. Ainsi de nombreux algorithmes mathématiques programmés sur ordinateur accomplissent un travail impossible à réaliser sans cet outil. L’analyse la plus usitée dans la communauté scientifique de climatologues est l’ACP (Yarnal, 1993). Ce n’est pas véritablement une technique de classification mais cette analyse simplifie l’information contenue dans une matrice de données. Elle permet de procéder ensuite à une vraie classification comme expliqué par la suite. Les études sur la qualité de l’air ont recours fréquemment aux types de temps ou aux types de circulation nécessitant initialement une ACP : évaluation de la qualité de l’air dans le sud-ouest des Etats-Unis (Davis et Gay, 1993), classification saisonnière de la circulation atmosphérique par rapport à la qualité de l’air dans la zone frontalière Etats-Unis Mexique (Comrie, 1996), étude de la pollution atmosphérique à Birmingham (McGregor et Bamzels, 1995), définition de types de temps à Moscou concernant la qualité de l’air (Shahgedanova et al., 1998) ainsi qu’une étude dans le nord-est de l’Espagne portant sur la précipitation chimique (Arila et Alacron, 1999). La qualité de l’air n’est pas le seul domaine ayant recours à une classification des types de temps nécessitant en premier lieu une ACP : des travaux portent aussi sur les précipitations (Lyons et Bonell, 1994), les événements extrêmes (Davis et al., 1997), la variation spatio-temporelle du vortex circumpolaire (Davis et Benkovic, 1994), etc. Enfin il existe plusieurs variantes d’ACP : le mode T pour temporel (Richman, 1986) et le mode S pour spatial. Dans le premier cas les variables sont les valeurs en différents lieux et les observations sont relatives au temps. Dans le second mode les observations sont des entités spatiales (stations ou points de grille d’une carte par exemple) et les variables se rapportent au temps. Ce dernier mode est plus enclin à être utilisé par un géographe puisqu’il permet d’établir des agrégations spatiales. Après une ACP il est fréquent de procéder aussi à une rotation orthogonale des composantes définies afin d’améliorer l’interprétabilité des données (Davis et Kalkstein, 1990).

Comme il a été énoncé précédemment une ACP ne classe pas. Elle produit des résultats qui sont soumis à une classification. Il faut alors établir le choix de la méthode de classification en fonction de la problématique et de l’objectif visé. Deux grandes démarches s’opposent : les algorithmes ascendants et les algorithmes descendants. Ces derniers sont très peu utilisés car ils produisent des classes vides et supposent une bonne connaissance préalable des phénomènes. Les algorithmes ascendants se subdivisent en deux groupes : les hiérarchiques et les non hiérarchiques. La méthode la plus répandue dans les travaux de recherche est la classification ascendante hiérarchique (CAH). Kalkstein et al., (1987) ont testé trois algorithmes hiérarchiques : la méthode du lien moyen (la dissimilarité entre deux classes est la moyenne des dissimilarités entre les objets des deux classes), la méthode des centroïdes (dissimilarités entre les barycentres des classes) et celle de Ward (minimisant l’augmentation de l’inertie intra-classe à chaque étape d’agrégation). Ces auteurs rapportent que la première des trois techniques donne les meilleurs résultats pour les classifications climatiques. La deuxième isole les jours extrêmes dans de petits groupes et incorpore un trop grand nombre de jours moyens dans une même classe ; les classes sont peu équilibrées. La méthode de Ward produit des groupes souvent hétérogènes, c’est-à-dire rassemblant des individus bien différents parfois. Toutefois Yarnal (1993) n’est pas de cet avis et privilégie cette dernière méthode par rapport aux deux autres...on note donc l’absence de consensus sur la meilleure technique à utiliser ; peut-être n’existe-t-il pas de procédure optimale ? D’autres chercheurs préfèrent les algorithmes non hiérarchiques qui procèdent par itérations et qui nécessitant de déterminer le nombre de classes avant de débiter les calculs ; ceci laisse plus de liberté et fait réapparaître la notion de subjectivité (la représentation graphique des résultats de l’ACP peut alors aider dans ce choix, tout comme les résultats issus d’une classification ascendante hiérarchique). La technique dominante des classifications non hiérarchiques est celle du « k-means clustering » (Anderberg, 1973). Enfin certains travaux combinent les procédures hiérarchiques et les non hiérarchiques pour bénéficier des avantages des deux méthodes (Beaver et Palazoglu, 2005). Quelque soit la méthode de classification automatique employée, il est primordial de vérifier la qualité des groupes créés : une simple étude des écart-types intra classe permet d’évaluer la performance de la procédure.

Ainsi la combinaison ACP et classifications ascendantes est devenue courante dans l’établissement des types de temps et des types de circulation avec des variantes dans le choix de la méthode de classification. Toutefois quelques études ont recours à des classifications semi-automatiques performantes et reproductibles ; c’est le cas de la classification des types de circulation en Grèce où Maheras (2000) a développé une méthode semi objective fondée sur des techniques spatiales de topologie et de géométrie (Roman, 1975).

La méthodologie adoptée dans ce travail est le résultat d’un grand nombre d’essais. La première étape consiste toujours à effectuer une ACP sur les matrices de données où les variables sont les points de grille de la fenêtre européenne (cf. fig. 4.1). Quatre ACP sont menées, une pour chaque variable climatique sélectionnée précédemment. Dans chaque cas les composantes principales sont retenues selon le test de Kaiser (seules les composantes dont la valeur propre est supérieure à 1 sont conservées). Puis l’ensemble des composantes principales retenues et issues des quatre ACP sont réunies dans une nouvelle matrice soumise à une classification. C’est au cours de cette deuxième étape que différents algorithmes ont été testés : « k-means clustering » (non hiérarchique), CAH selon différentes méthodes d’agrégation (lien moyen, méthode de Ward) et classification mixtes c’est-à-dire combinant à la fois une technique hiérarchique et non hiérarchique. La CAH selon le critère de Ward semble produire les meilleurs résultats (écarts-type intra classe les plus faibles) ; cette méthode est donc adoptée pour élaborer les types de circulation en relation avec les concentrations horaires maximales d’ozone des Alpes-Maritimes.

IV.2 – LES TYPES DE CIRCULATION DE LA POLLUTION PAR L’OZONE.

Afin de mesurer la pertinence des types de circulation mis en valeur par la classification, plusieurs méthodes sont envisageables. La cartographie des écart-types intra classe pour chaque variable climatique et l’étude des écart-types des valeurs moyennes d’ozone associées à chaque type de circulation permettent d’apprécier la qualité d’une classe. Toutefois le raisonnement peut être mené dans le sens inverse ; une classification effectuée sur les maximums horaires journaliers d’ozone des neuf stations du département permet de comparer les valeurs moyennes d’ozone associées aux types de circulation et les classes d’ozone. Ces deux procédures ne s’accordent pas véritablement au premier abord, mais en regroupant certaines classes de circulation ayant le même impact sur les niveaux d’ozone alors la similitude entre les deux démarches est satisfaisante. La classification des concentrations d’ozone sert ainsi de référence pour valider les types de circulation.

IV.2.1 – Classification des maximums horaires d’ozone de 2002 à 2004.

Comme expliqué précédemment, chaque saison photochimique a été divisée en deux trimestres, avril-mai-septembre (AMS) et juin-juillet-août (JJA). Deux CAH selon la méthode de Ward sont donc menées. Cette technique, en plus d’être apparemment la plus adaptée à la problématique, facilite le choix du nombre de classes par l’intermédiaire de l’arbre de classification. Le but est de produire suffisamment de classes afin d’isoler chaque type de comportement de la pollution par l’ozone, mais il n’est pas souhaitable de sélectionner un trop grand nombre de classes par souci de clarté. Par l’observation des dendrogrammes, cinq classes sont retenues pour chaque trimestre (fig. 4.3). Sept classes auraient également pu être identifiées pour JJA mais les niveaux d’ozone associés n’étaient pas aussi distincts. La classe des plus fortes concentrations d’ozone regroupe de nombreux jours d’août 2003 (fig. 4.4). A la fois pour JJA et AMS, les classes des niveaux d’ozone moyens comprennent le plus de jours alors que les classes des concentrations fortes ou faibles ont des effectifs réduits en comparaison, sauf pour la classe des concentrations les plus faibles en AMS (tab. 4.2).

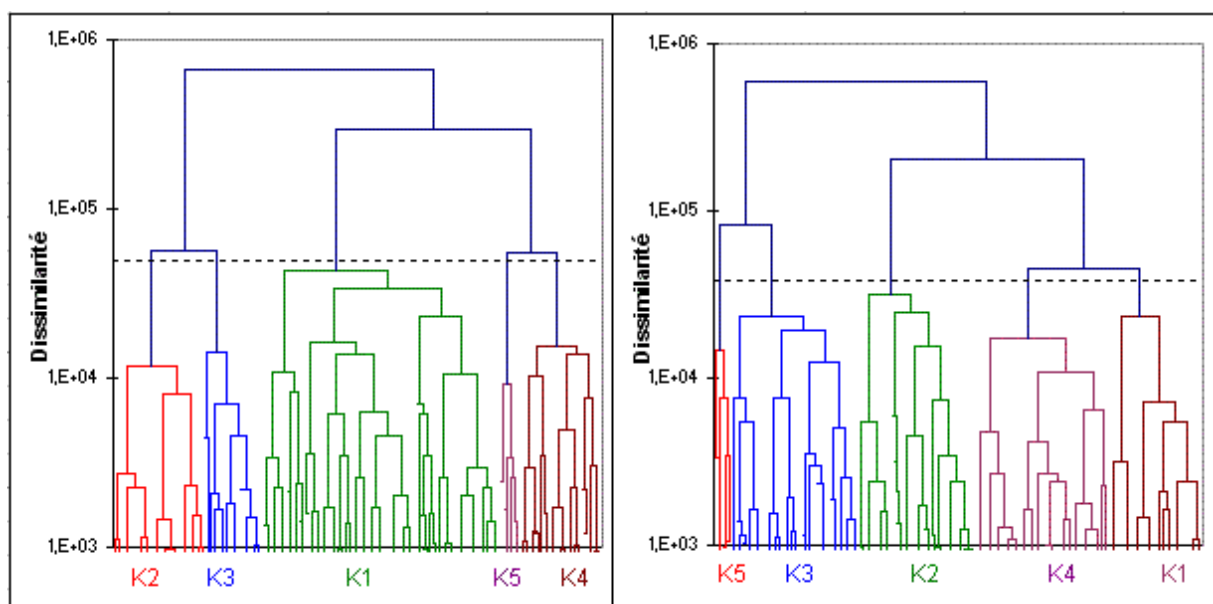


Figure 4.3 Dendrogrammes des CAH sur les maximums horaires journaliers d’ozone dans les neuf stations des Alpes-Maritimes pour les trimestres JJA (à gauche) et AMS (à droite) de 2002 à 2004.

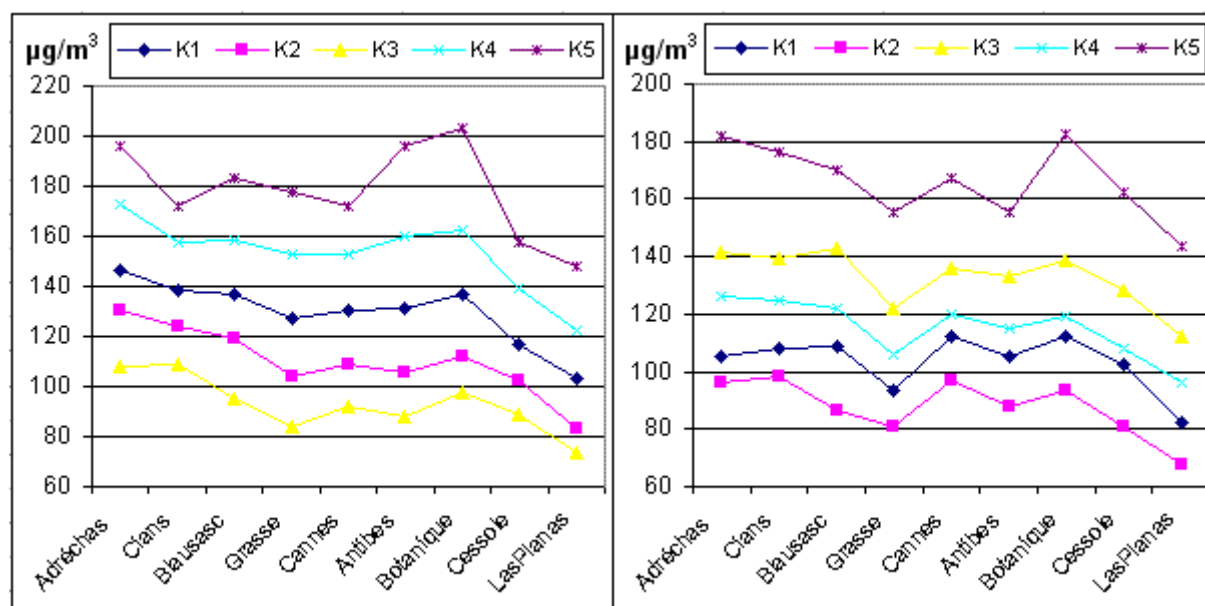


Figure 4.4 Classifications des maximums horaires journaliers d'ozone pour JJA (à gauche) et AMS (à droite) de 2002 à 2004 dans les neuf stations de mesures des Alpes-Maritimes.

Tableau 4.2 Effectif en jours par classe d'ozone de niveau croissant pour JJA et AMS de 2002 à 2004.

JJA	AMS
K3 - 34	K2 - 66
K2 - 51	K1 - 52
K1 - 134	K4 - 74
K4 - 46	K3 - 72
K5 - 11	K5 - 9

Afin de voir à quelle circulation générale correspond chaque classe d'ozone, les cartes des valeurs moyennes du géopotential 500 hPa associées sont très démonstratives. Les configurations moyennes des trois autres champs météorologiques réanalysés sont visibles en annexe IV.a. Ainsi de la classe d'ozone marquée par les plus faibles maximums horaires à la classe caractérisant un épisode de pollution photochimique au cours de JJA, la situation synoptique passe d'une circulation dépressionnaire sur l'ensemble de l'Europe à un blocage anticyclonique recouvrant le continent (fig. 4.5). Le schéma général est le même pour AMS (annexe IV.b). La classe K3 est marquée par un talweg axé de la Grande-Bretagne à la Méditerranée. La qualité de l'air est très bonne puisque la masse d'air est ascendante et le vent en surface permet de disperser les polluants émis. K2 est caractérisée par un flux d'ouest rapide associé à une faible pollution atmosphérique. La classe d'ozone K1 présente une configuration synoptique légèrement anticyclonique, avec une masse d'air relativement plus sec ; les concentrations d'ozone sont plus élevées. K4 qui montre des concentrations d'ozone plus fortes voit une dorsale anticyclonique recouvrir l'Europe de l'ouest avec des vents en surface plus faibles et une certaine stabilité de la masse d'air. Enfin K5 est l'illustration d'un épisode de pollution photochimique avec une situation de blocage anticyclonique sur l'ensemble du continent ; les vents sont très faibles sur une grande partie de l'Europe et l'air est subsident ce qui nuit à la dispersion des polluants atmosphériques qui peuvent ainsi s'accumuler.

Dans quelle mesure ces configurations moyennes du géopotential 500 hPa correspondent-elles aux classes de circulation mises en valeur par une CAH sur les variables climatiques cette fois ? La logique inverse permet-elle d'aboutir à des classes de circulation atmosphérique qui discrétisent aussi correctement les niveaux d'ozone ?

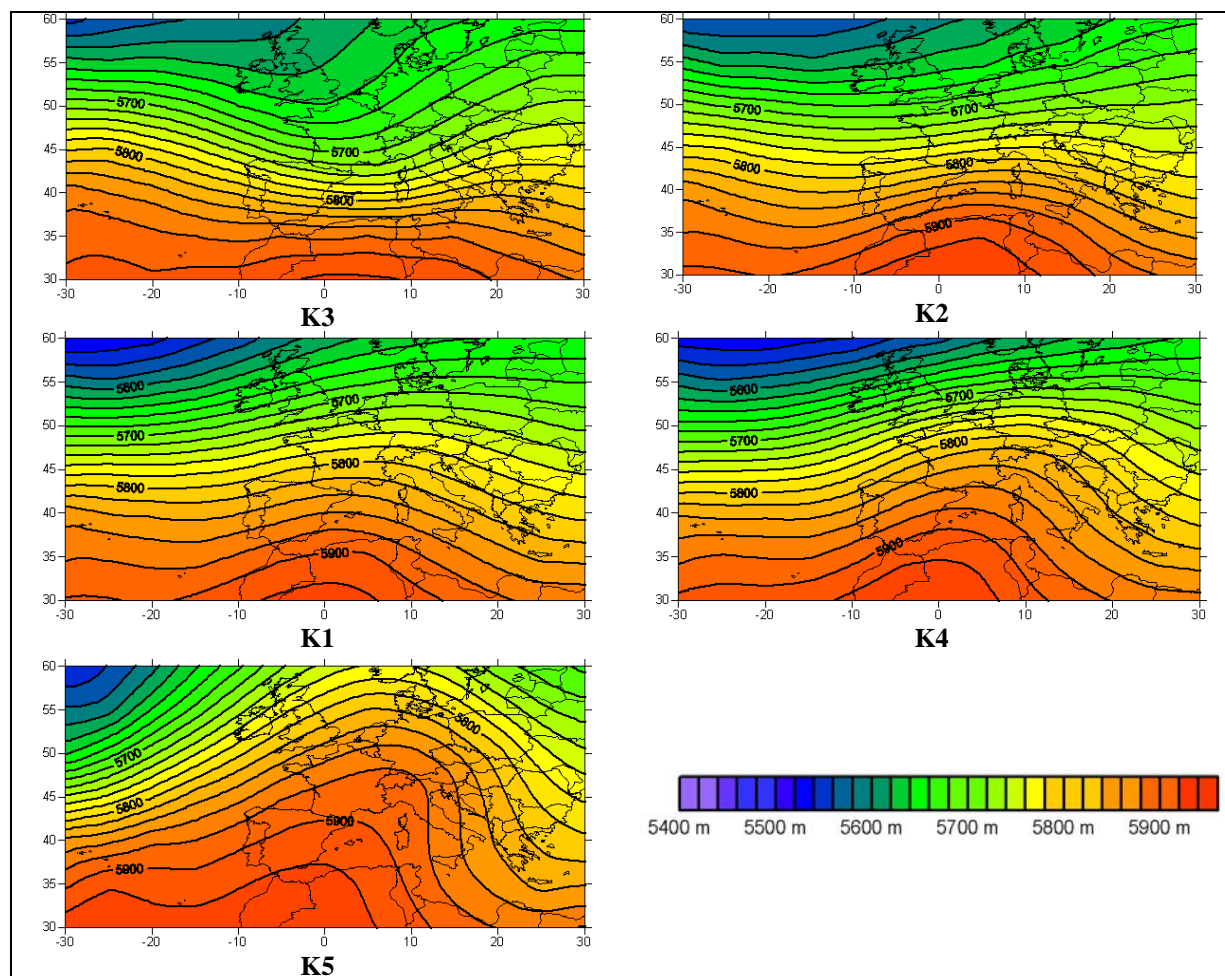


Figure 4.5 Configurations moyennes du géopotential 500 hPa associées aux classes d’ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d’ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes – Maritimes en JJA de 2002 à 2004.

IV.2.2 – Classification des réanalyses de 2002 à 2004.

La classification porte sur trois saisons photochimiques, celles de 2002, 2003 et 2004. Pour les trimestres AMS et JJA se sont respectivement 273 et 276 jours qui sont concernés. Chaque matrice de données (86 points, cf. fig. 4.1) correspondant à une variable météorologique est soumise à une ACP ; les composantes principales retenues selon le test de Kaiser forment alors deux nouvelles matrices de 79 et de 74 variables respectivement pour JJA et AMS (tab. 4.3). Leur sélection a aussi été faite selon le test de Cattell qui préconise de ne pas conserver les composantes principales au-delà d’une rupture apparente dans la décroissance des valeurs propres, mais la variance prise en compte paraissait largement insuffisante pour certaines variables (de l’ordre de 60%).

Tableau 4.3 Nombre de composantes principales retenues et variance associée pour chaque variable météorologique.

	Nombre de CP		Variance	
	AMS	JJA	AMS	JJA
500 hPa	10	11	96%	94%
Hum. rel.	21	23	79%	81%
Vort. rel.	21	22	81%	82%
Vit. vent	22	23	81%	80%
Total	74	79		

A partir des deux nouveaux tableaux de données obtenus à la suite de ces ACP sur chaque trimestre, deux CAH sont conduites selon la méthode de Ward. Le choix du nombre de classes est établi en fonction des dendrogrammes : sept classes sont retenues pour JJA et six pour AMS (fig. 4.6). Pour JJA le choix a également été guidé par le souhait d’isoler l’épisode de canicule d’août 2003, exceptionnel à la fois d’un point de vue climatique et photochimique. Afin d’illustrer les différents types de circulation issus de ce calcul, les classes des quatre variables météorologiques réanalysées sont présentées (fig. 4.7 à 4.13). La comparaison avec les configurations moyennes de ces mêmes variables associées aux classes d’ozone, précédemment établies, permettra de qualifier la réversibilité de la démarche : est ce que les épisodes de forte pollution par l’ozone sont associés à des situations synoptiques particulières qui sont elles-mêmes toujours associées à des périodes où la qualité de l’air est médiocre ? Seuls les résultats pour JJA sont exposés.

Les sept types de circulation couvrent l’ensemble des configurations synoptiques, de la situation dépressionnaire au blocage anticyclonique sur l’Europe entière. L2 est caractérisée par de faibles altitudes de géopotential 500 hPa puisque les valeurs sont proches de 5600 mètres sur le sud de la France ; la vorticité relative est élevée, les vents en surface sont moyens et l’humidité relative est forte. L6 est marquée par un flux d’ouest-sud-ouest fort en altitude, comme le montre le resserrement des isohypses. La vorticité relative à 700 hPa est nettement positive sur la France mais la vitesse du vent et l’humidité relative sont plus faibles que pour L2. L3 marque une situation intermédiaire avec un talweg dépressionnaire à l’est du pays (vorticité forte sur la mer Méditerranée) et une dorsale anticyclonique sur l’Atlantique. L1 constitue la situation opposée en quelques sortes : le talweg se situe sur l’Atlantique et la dorsale s’étend du Maghreb à la Scandinavie. Pour L5 les altitudes du géopotential dépassent 5800 mètres sur le sud de la France, la vorticité est nulle, l’air est plus sec relativement et le vent est faible. L4 est définie par une puissante dorsale anticyclonique s’étendant du Maroc au Danemark, la masse d’air est de plus en plus stable. Enfin L7 marque une situation de blocage anticyclonique avec une circulation d’ouest totalement coupée sur l’Europe. Les vitesses de vent sont quasi nulles sur une grande portion du continent et l’humidité relative devient très faible. Les effectifs par classe sont faibles pour les situations synoptiques remarquables : L2 et L7 en sont les exemples. Les configurations plus courantes rassemblent un plus grand nombre de jours (tab. 4.4).

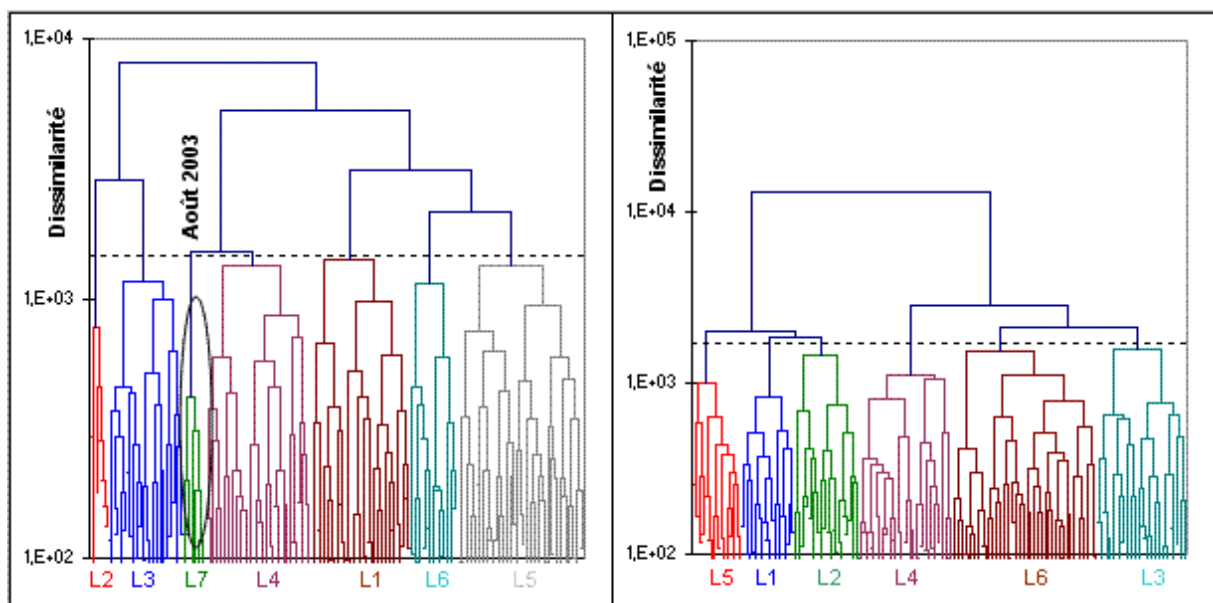


Figure 4.6 Arbres de classification des CAH pour JJA (à gauche) et AMS (à droite) établies sur les variables climatiques du NCEP de 2002 à 2004.

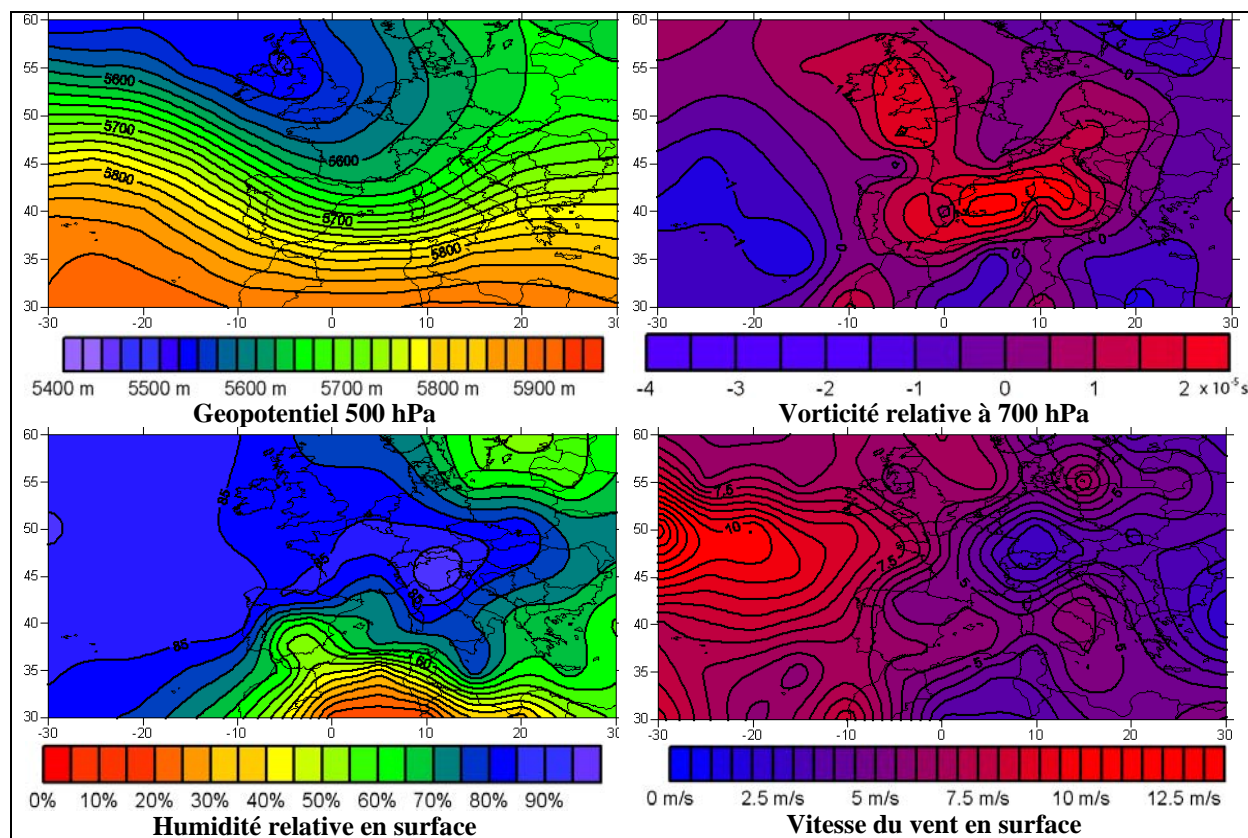


Figure 4.7 Classe L2 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.

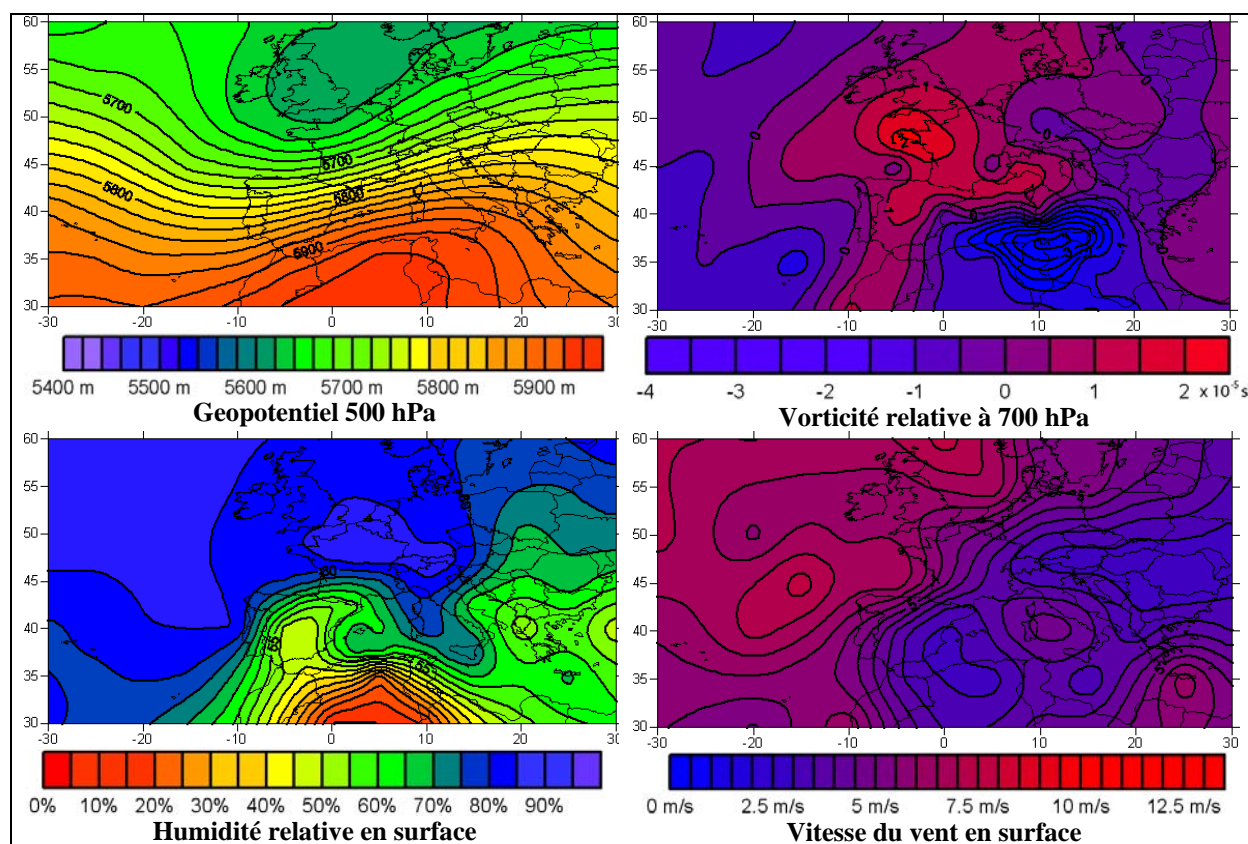


Figure 4.8 Classe L6 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.

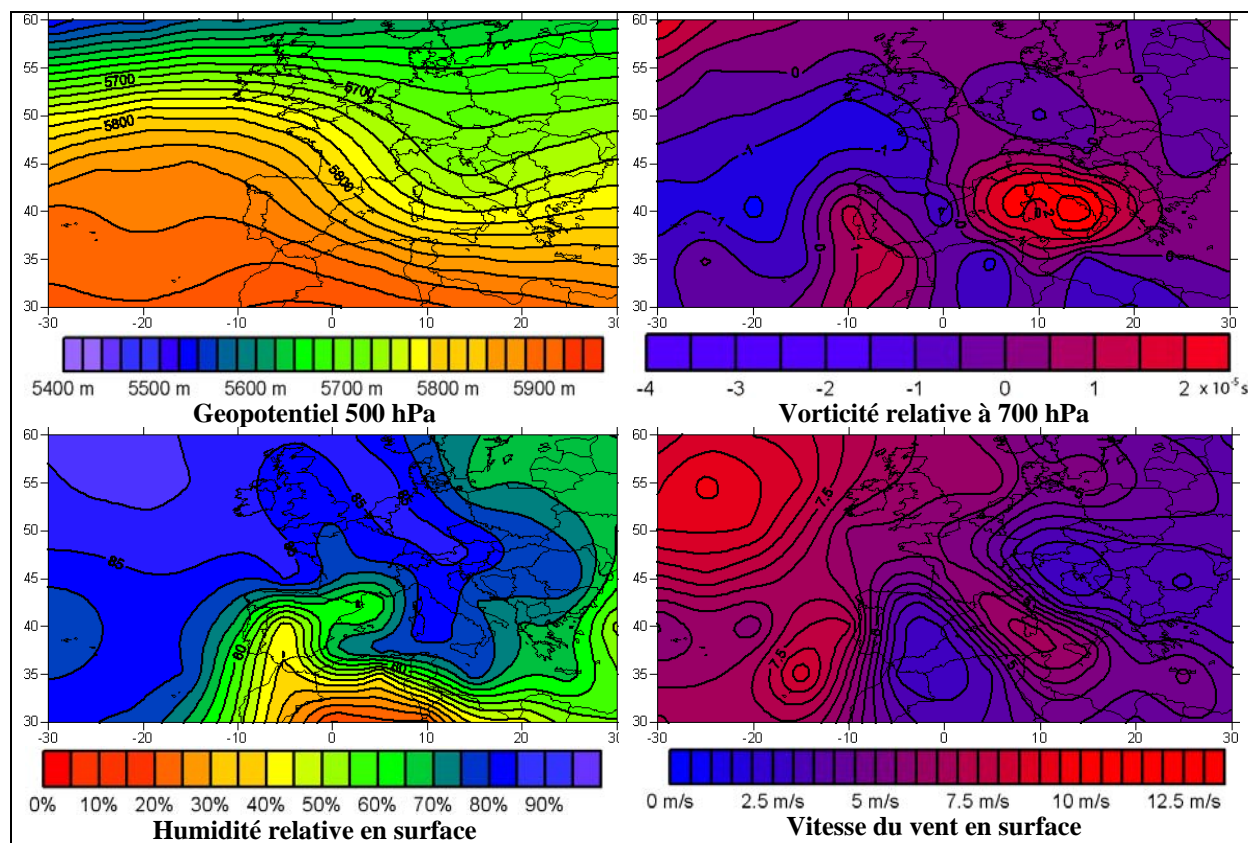


Figure 4.9 Classe L3 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.

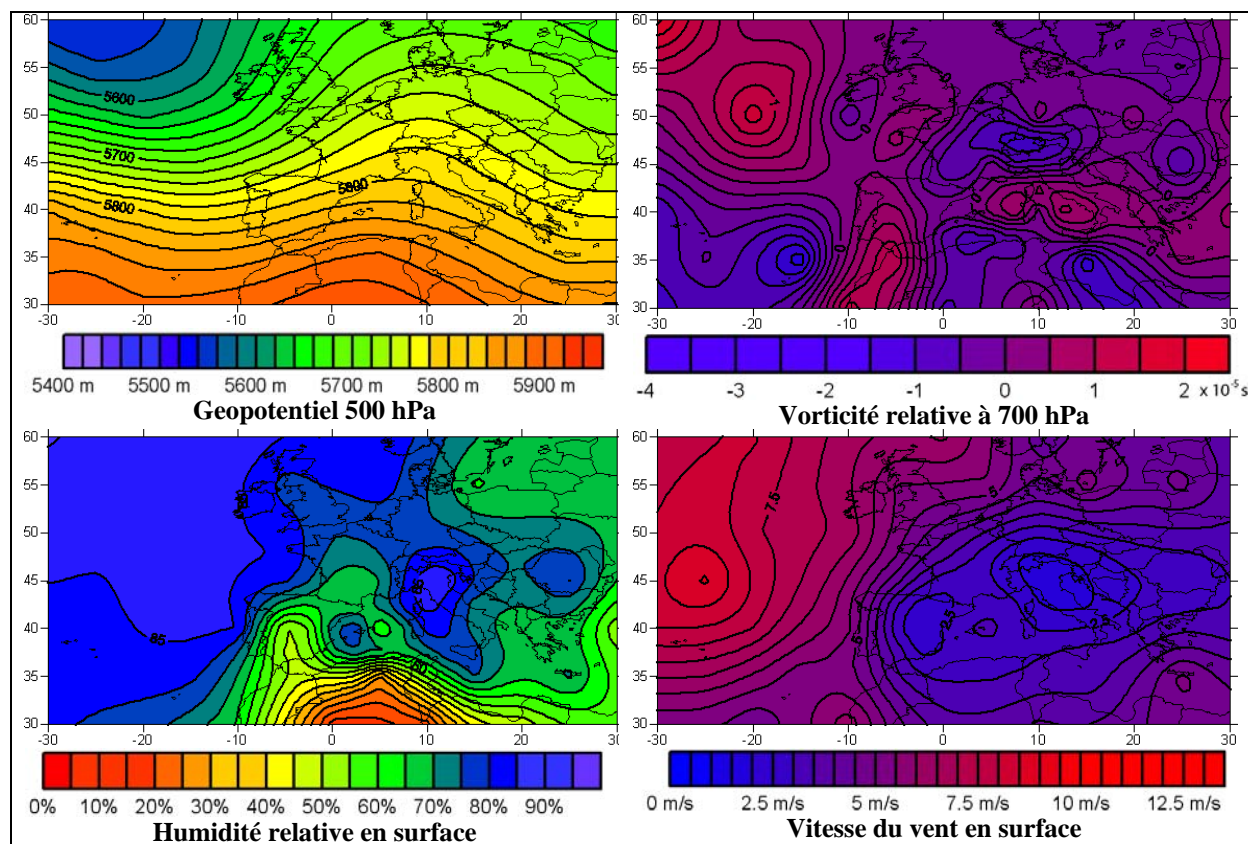


Figure 4.10 Classe L1 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.

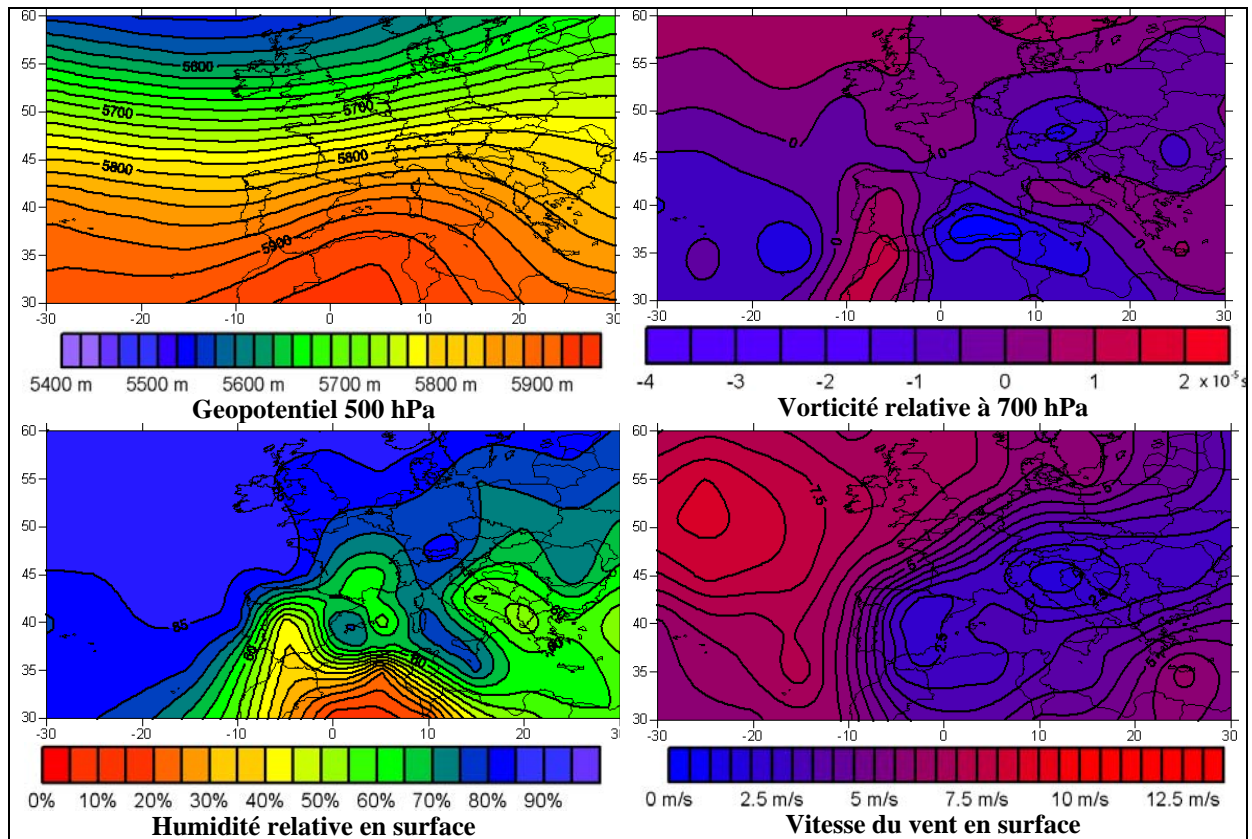


Figure 4.11 Classe L4 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.

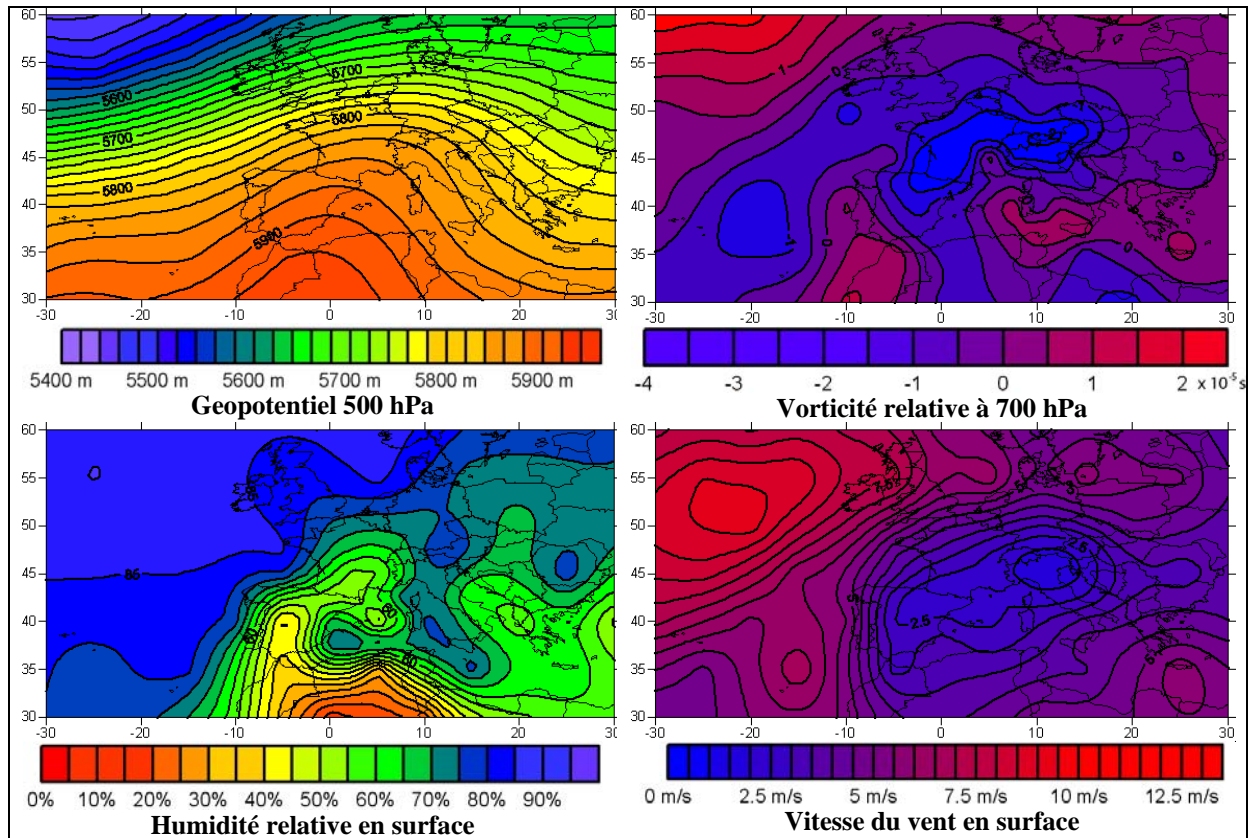


Figure 4.12 Classe L5 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.

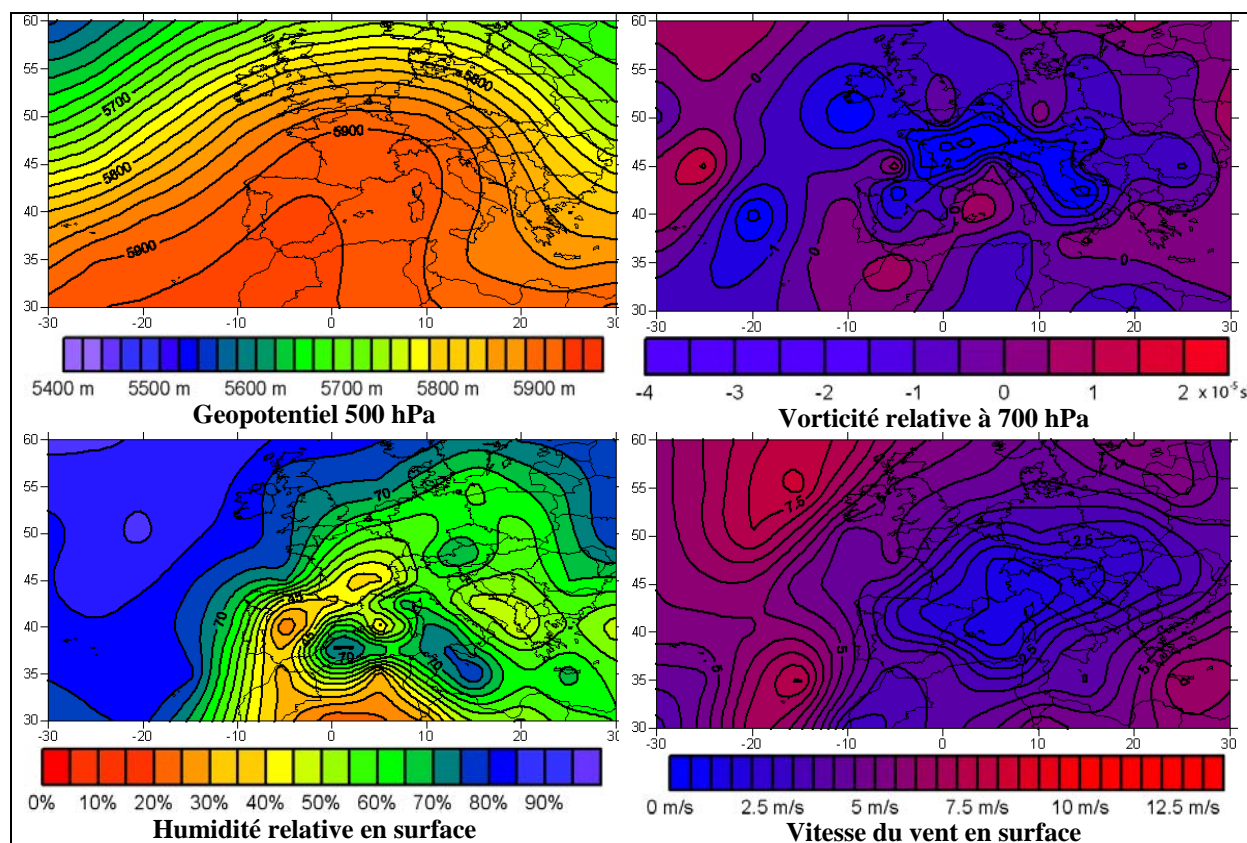


Figure 4.13 Classe L7 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.

Tableau 4.4 Effectif en nombre de jours par type de circulation et pour des niveaux d’ozone associés pour JJA et AMS de 2002 à 2004.

JJA	AMS
L2 - 10	L2 - 36
L6 - 26	L5 - 27
L3 - 42	L4 - 52
L1 - 56	L1 - 29
L5 - 71	L3 - 49
L4 - 58	L6 - 60
L7 - 13	

Dans le paragraphe précédent sur la classification des concentrations d’ozone, un intérêt avait été porté sur les configurations moyennes du geopotiel 500 hPa associées à chaque classe d’ozone. La démarche inverse revient alors à déterminer les configurations de la pollution par l’ozone qui correspondent aux classes de circulation atmosphérique ci-dessus (fig. 4.13). Globalement pour JJA chaque type de circulation produit un contexte photochimique particulier. Toutefois les classes L4, L5, L1 et L3 offrent des niveaux d’ozone moyens assez proches. Le graphique des maximums horaires d’ozone moyens pour la période AMS est également exposé ; la classification des variables climatiques ne produit pas, dans ce cas, de niveaux moyens d’ozone très distincts.

La classe L2, représentant une circulation dépressionnaire, présente une qualité de l’air très satisfaisante avec des concentrations d’ozone ne dépassant pas les $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l’ensemble du réseau. L6 correspond à une situation synoptique encore favorable à de faibles niveaux de pollution atmosphérique. Les deux classes suivantes, L3 et L1, comparables

synoptiquement, offrent des niveaux d’ozone moyens quasi similaires. La même remarque est valable pour L4 et L5. Enfin la classe de circulation atmosphérique L7 correspond aux quinze premiers jours d’août 2003 qui ont été marqués par un très fort épisode photochimique sur l’Europe entière.

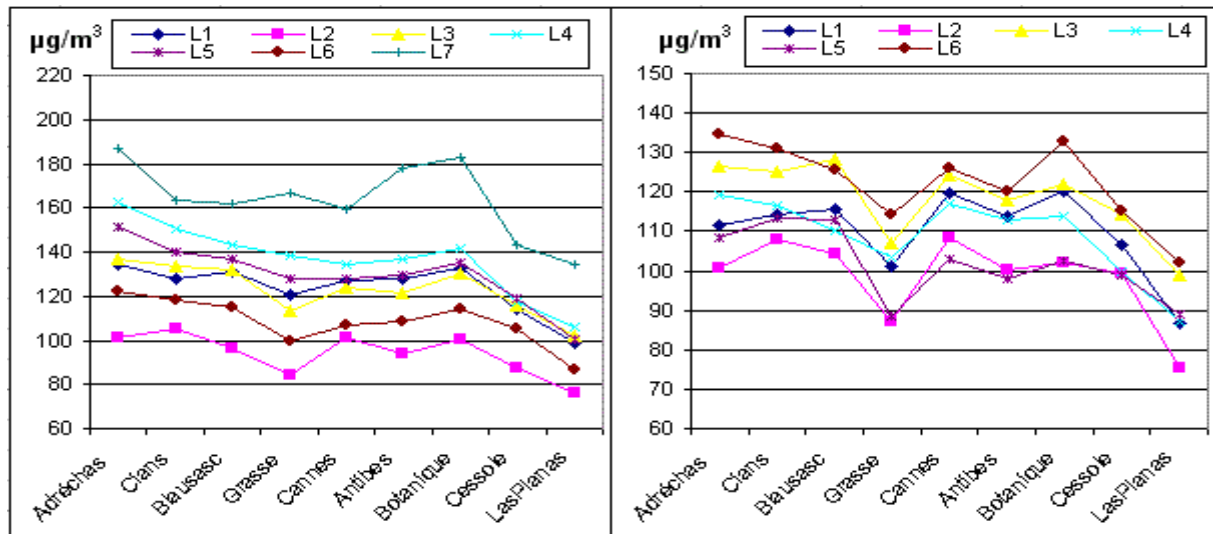
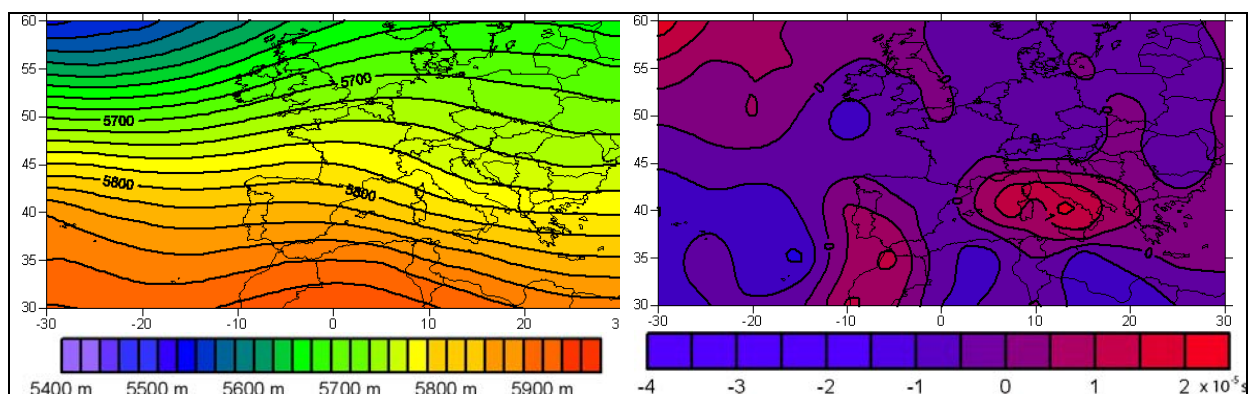


Figure 4.14 Niveaux moyens d’ozone dans les stations de mesures d’AtmoPaca associés aux types de circulation atmosphériques issus de la classification sur les variables climatiques du NCEP de 2002 à 2004.

IV.2.3 – Concordance entre la classification des concentrations d’ozone et la classification de la circulation atmosphérique.

Le nombre de classe identifiées dans chacune des démarches n’est pas le même. La classification des concentrations d’ozone a produit cinq classes tandis que celle des types de circulation en a créé sept pour le trimestre JJA. Mais quatre de ces dernières présentent des profils d’ozone assez proches voire même entremêlés (cf. fig. 4.14). Or la comparaison des cartes de variables climatiques associées, permet de procéder à des regroupements entre les classe L1 et L3, créant L1’ d’une part, et entre L4 et L5, formant L4’ d’autre part. En effet, le quart sud-est de la France est soumis dans les classes L1 et L3 à des configurations synoptiques intermédiaires et l’impact sur les niveaux de pollution par l’ozone est pratiquement identique. L4 et L5 sont également semblables et leur regroupement ne modifie que peu leurs configurations moyennes (fig. 4.15 et 4.16). Ainsi cinq classes représentent les types de circulation construits à partir de quatre variables climatiques jugées pertinentes pour comprendre les niveaux atteints par les concentrations d’ozone dans le département des Alpes-Maritimes.



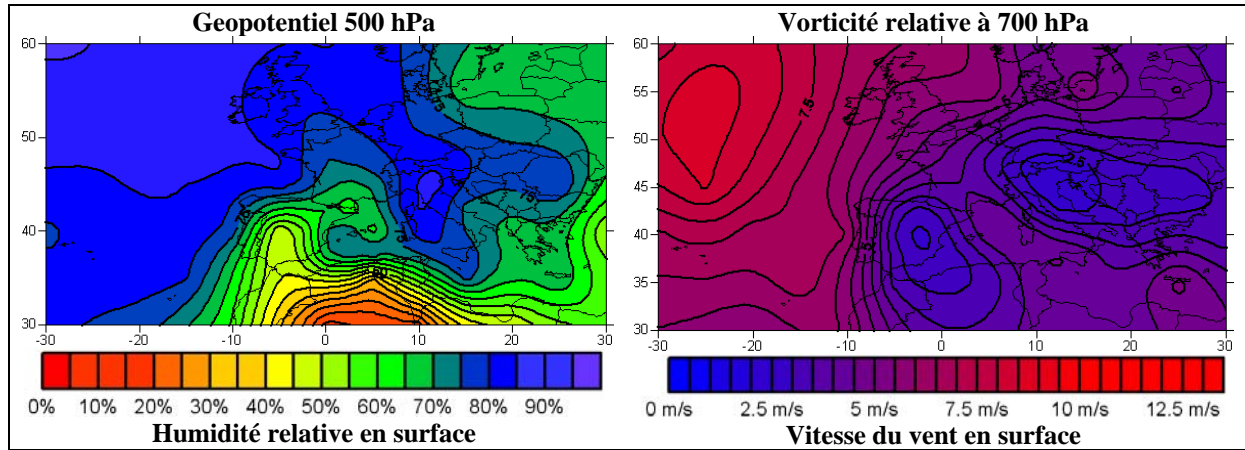


Figure 4.15 Classe L1' résultant du regroupement des classes L1 et L3 issues de la CAH sur les champs météorologiques réanalysés du NCEP en JJA de 2002 à 2004.

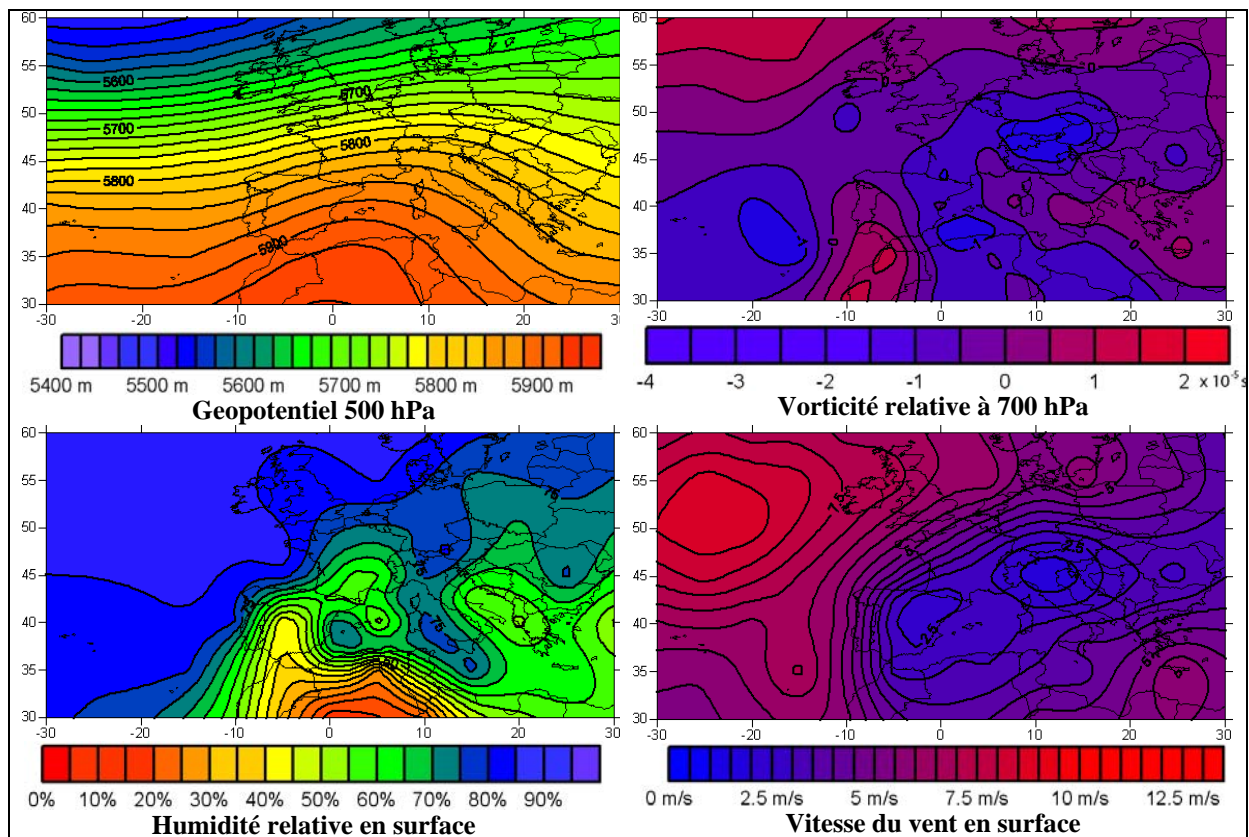


Figure 4.16 Classe L4' résultant du regroupement des classes L4 et L5 issues de la CAH sur les champs météorologiques réanalysés du NCEP en JJA de 2002 à 2004.

Maintenant que le nombre de classes issues de chaque démarche est identique, la comparaison est possible. Afin de valider la pertinence de la classification des types de circulation en relation avec la pollution par l’ozone, les niveaux moyens d’ozone associés à chaque type de circulation sont juxtaposés aux classes d’ozone précédemment établies (fig. 4.17 et 4.18). La classe d’ozone K5 présente une configuration synoptique moyenne comparable à la classe de circulation L7 ; cette dernière est associée à des niveaux d’ozone aussi élevés que ceux de la classe K5. Les mêmes commentaires caractérisent K3 et L2 mais pour des configurations synoptiques et photochimiques opposées. Enfin, les classes K2 et L6 sont aussi très proches, tout comme K1 et L4'. Toutefois les correspondances s’arrêtent ici puisque K4 et L1' ne s’ajustent pas deux à deux. Par ailleurs il convient de s’intéresser aussi

au nombre de jours communs à chaque « paire de classes » car les moyennes peuvent masquer des comportements individuels différents. Dans l’ensemble ce nombre est relativement satisfaisant si l’on exclut la paire de classes K2/L6 (tab. 4.5).

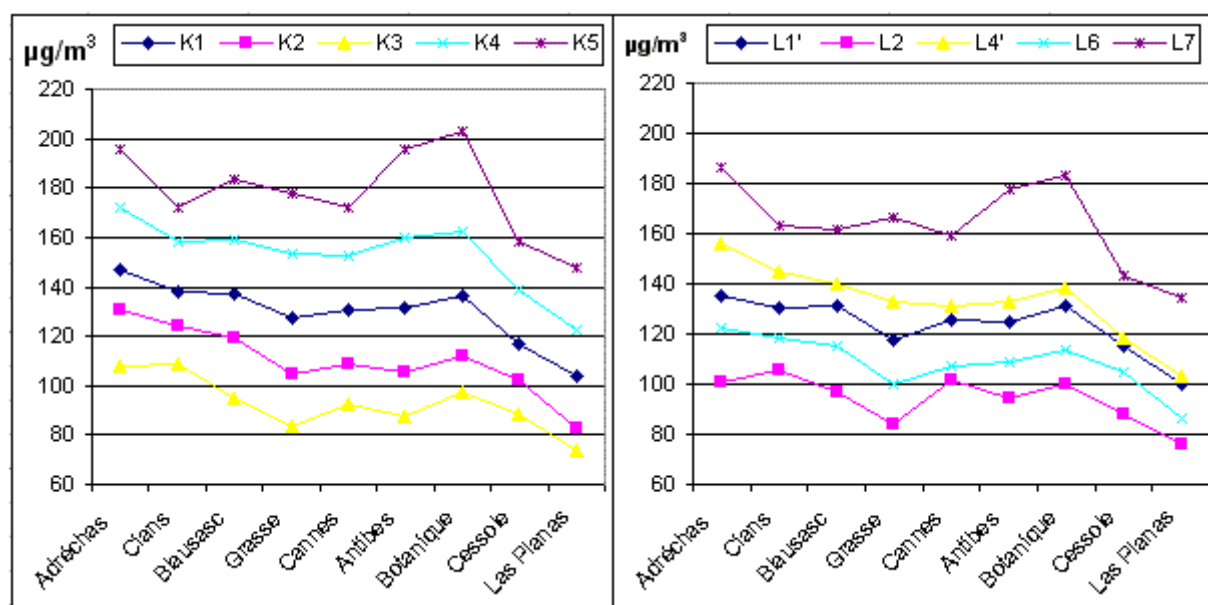


Figure 4.17 Comparaison des classes d’ozone (à gauche) et des profils moyens d’ozone associés aux types de circulation (à droite) pour JJA de 2002 à 2004.

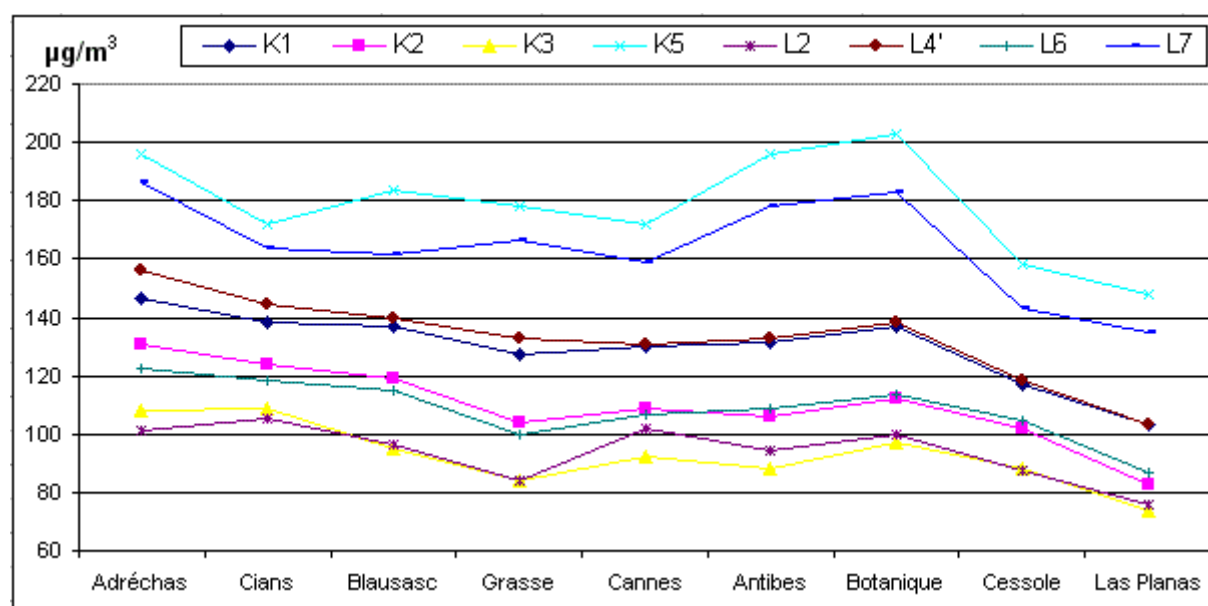


Figure 4.18 Correspondance des classes d’ozone et des profils moyens d’ozone associés aux types de circulation pour JJA de 2002 à 2004.

Tableau 4.5 Comparaison des effectifs par paire de classes pour JJA de 2002 à 2004.

Paire de classes	Effectif	Nombre de jours communs
K5 - L7	11 - 13	7
K1 - L4'	134 - 129	70
K2 - L6	51 - 26	11
K3 - L2	34 - 10	9

Ainsi la classification des types de circulation à partir de variables climatiques liées à la pollution par l’ozone paraît assez performante ; en effet quatre des cinq classes produites correspondent bien à des niveaux d’ozone qui peuvent être identifiés en discrétisant directement les concentrations de ce polluant. Cependant, chaque classe de circulation atmosphérique présente des écart-types par variables climatiques plus faibles que ceux des configurations moyennes de circulation associées aux classes d’ozone, et réciproquement. Par exemple pour le géopotentiel 500 hPa, la classe L4’, qui correspond à la classe d’ozone K1, dispose d’écart-types moins forts que ceux associés à l’aspect moyen de cette même variable météorologique pour la classe K1 (fig. 4.19).

Cette conclusion porte sur une période d’étude plutôt courte. Pour valider ce travail il convient alors d’étudier la pollution par l’ozone sur une séquence de temps non prise en compte dans l’élaboration de la classification des types de circulation.

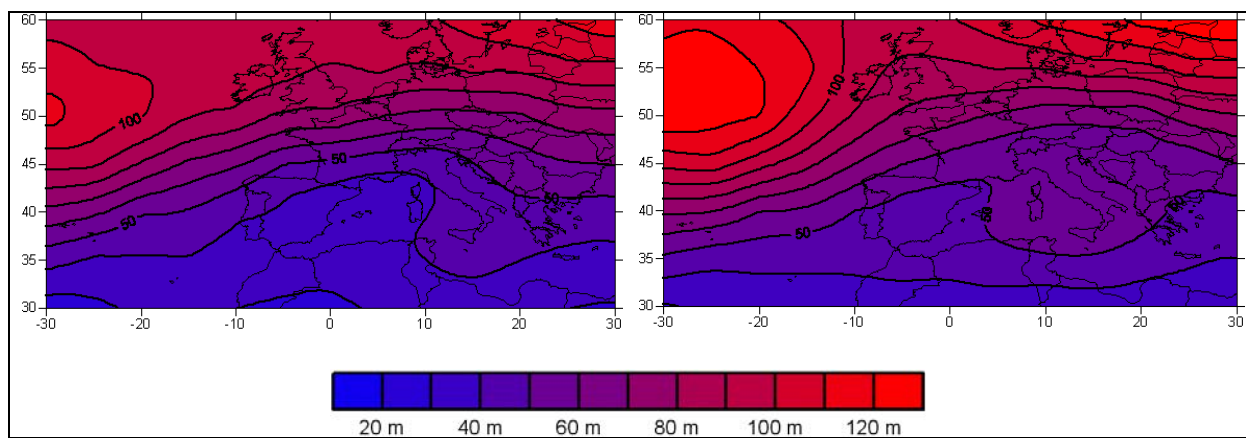


Figure 4.19 Ecart-types de l’altitude du géopotentiel 500 hPa pour la classe L4’ (à gauche) et pour la classe d’ozone K1 pour la même variable climatique (à droite).

IV.3 – VALIDATION DES TYPES DE CIRCULATION.

L’étape de validation permet d’émettre un jugement sur la qualité des résultats précédents. Ces derniers auraient pu être illustrés par plusieurs exemples « choisis » lors des étés 2005 et 2006 qui n’ont pas été incorporés dans la classification des types de circulation ; juillet 2006, marqué par des conditions nettement anticycloniques, subit une forte pollution par l’ozone tandis que le mois d’août, dépressionnaire et frais, est caractérisé par de faibles concentrations d’ozone. Toutefois cette manière de procéder serait trop classique et aboutirait de toute évidence à un contre exemple. Ainsi il est préférable de mettre directement en évidence les lacunes de la classification élaborée précédemment. Une seule période suffit pour déceler les failles de celle-ci : il s’agit de la séquence du 3 au 5 septembre 2006.

Bien que ne faisant pas partie du trimestre JJA, le début du mois de septembre connaît assez régulièrement des épisodes de pollution photochimique. Les facteurs atmosphériques responsables sont évidemment les mêmes qu’en plein cœur de l’été : un blocage anticyclonique est associé à de faibles mouvements horizontaux et verticaux de la masse d’air notamment. Ces conditions furent réunies du 3 au 5 septembre 2006 mais ne se sont pas traduites par de fortes concentrations d’ozone (fig. 4.20 et 4.21). Ce constat étonnant est imputable à des conditions météorologiques locales particulières. En effet au cours du mois d’août 2006 le temps frais et fréquemment venteux provoqua une forte chute de la température de l’eau de mer (de 28°C à 18°C, source : bouée Côte d’Azur de Météo-France). Ce facteur, combiné à une très forte subsidence de l’air dès le 1^{er} septembre, est probablement en partie responsable d’importantes entrées maritimes persistantes sur le littoral de la région

de Nice (fig. 4.22). Ainsi du 3 au 5 septembre l’intensité du rayonnement solaire est très faible, inhibant ainsi toutes réactions photochimiques. Les concentrations horaires maximales atteintes ne dépassent pas les $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et sont inférieures ou égales à $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ près du littoral affecté par des nuages bas persistants. L’arrière-pays montagneux a bénéficié d’un très bon ensoleillement durant cette période puisqu’à partir d’environ 1000 mètres d’altitude le ciel était parfaitement limpide (annexe IV.c). Malgré ce très bon ensoleillement les concentrations d’ozone dans les stations de l’Adréchas et du Cians n’ont pas franchi de valeurs record. Il semblerait donc que lorsque les advections de masses d’air en provenance du sud via les brises thermiques ne se produisent pas, la qualité de l’air ne se dégrade pas autant dans le nord du département.

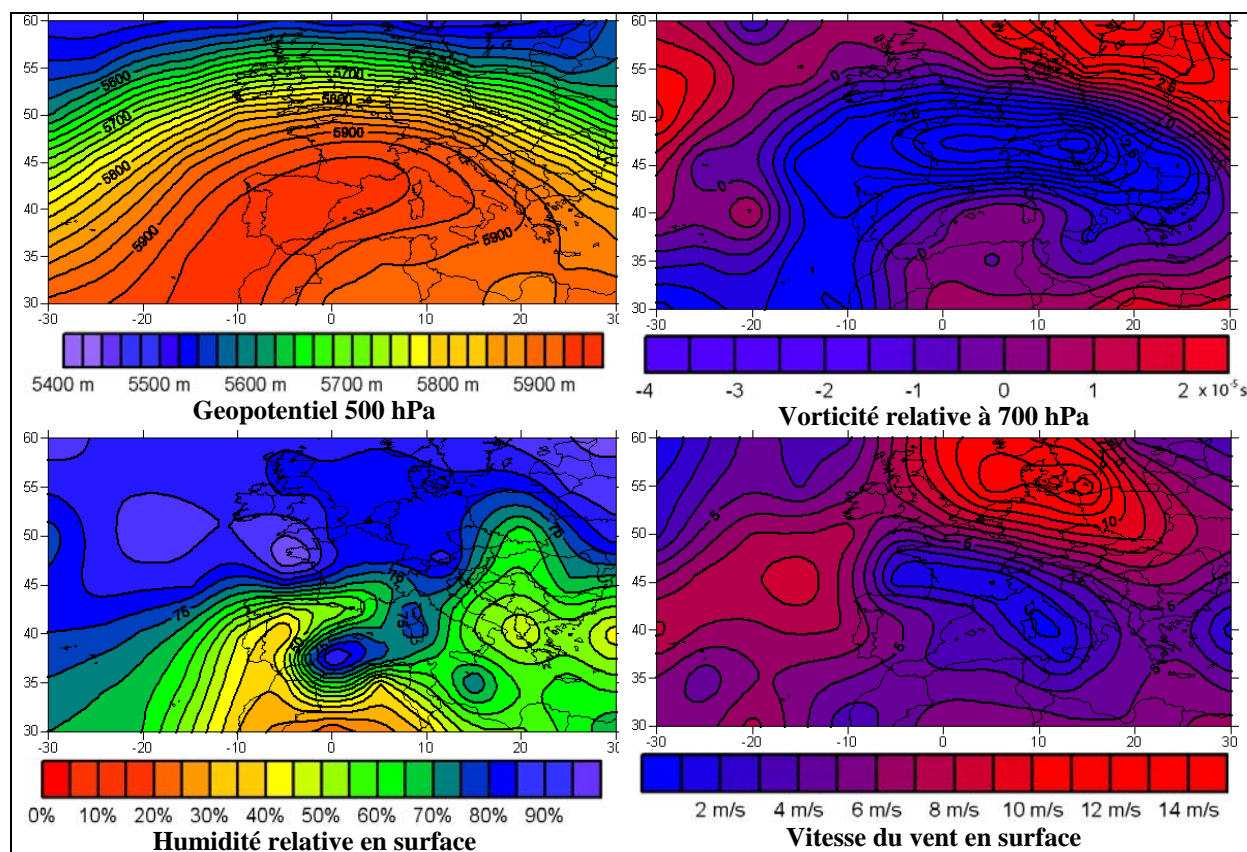


Figure 4.20 Configurations moyennes de l’altitude du géopotential 500 hPa, de la vorticité relative à 700 hPa, de l’humidité relative et de la vitesse du vent en surface du 3 au 5 septembre 2006.

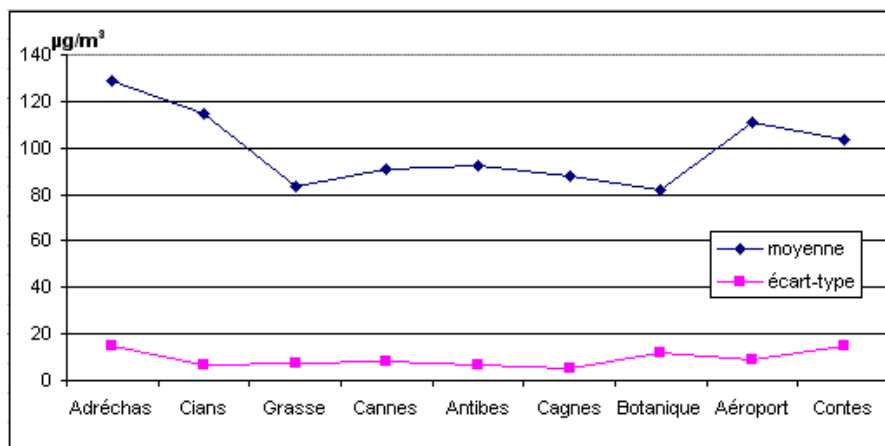


Figure 4.21 Moyennes et écart-types des maximums horaires journaliers d’ozone du réseau de surveillance d’AtmoPaca dans les Alpes-Maritimes du 3 au 5 septembre 2006.

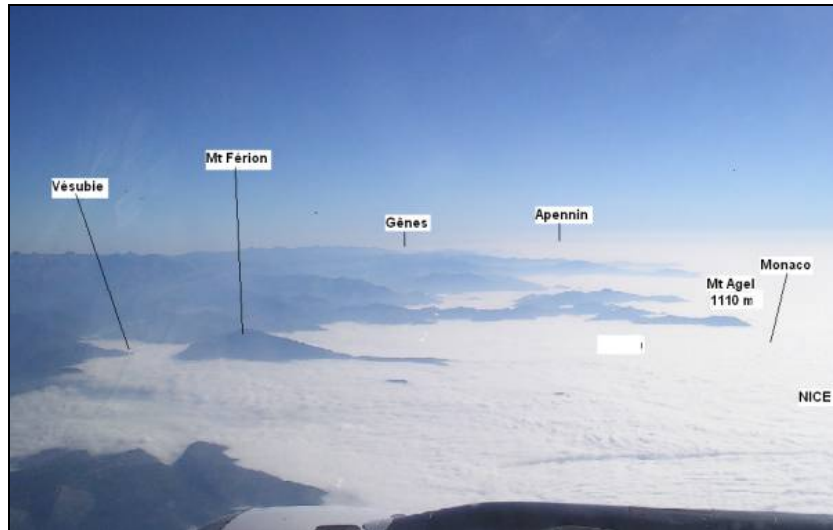


Figure 4.22 Photographie prise d’avion par Pierre Carrega le 5 septembre 2006 à 9h30, vue vers l’est.
Cette mer de nuages se situe à moins de 1000 m d’altitude.

Comme il a été rappelé dans le chapitre introductif de cette thèse, la pollution par l’ozone est un phénomène multi-scalaire ; plusieurs facteurs d’échelles spatiales diverses régissent la production, la dispersion et la destruction de ce polluant atmosphérique secondaire. Les configurations synoptiques propices à de fortes concentrations d’ozone ne sont pas nombreuses ; seul le développement d’une dorsale anticyclonique sur l’Europe entière induit une dégradation de la qualité de l’air durant la saison photochimique. Toutefois si cette condition est indispensable en amont afin de produire un épisode de forte pollution par l’ozone, elle n’est pas suffisante à elle seule et les quelques jours du début de mois de septembre 2006 viennent étayer cette opinion.

CONCLUSION

A partir de quatre variables météorologiques issues de réanalyses du NCEP, et par l’intermédiaire des statistiques exploratoires, des types de circulation atmosphérique caractérisant différentes conditions photochimiques ont été identifiés. La qualité des diverses classifications effectuées a pu être évaluée en croisant deux démarches ; d’une part les concentrations d’ozone ont été classées sans tenir compte des variables météorologiques et d’autre part la classification des réanalyses a permis d’établir des profils moyens d’ozone par type de circulation atmosphérique. La confrontation des deux méthodes a mis en évidence de fortes similitudes pour les mois de JJA notamment. Cependant le trimestre AMS ne produit pas de résultats probants et il semblerait que les liens entre circulation atmosphérique et pollution par l’ozone soient moins forts au cours de ces trois mois.

Les types de circulation, en relation avec la pollution par l’ozone sont remis en cause par quelques jours du mois de septembre 2006. Cependant il serait sévère et faux de dire qu’il n’existe pas de type de circulation atmosphérique concernant la pollution de l’air. La qualité de l’air est un phénomène intégrant des facteurs d’échelles multiples : le préalable à tout épisode photochimique est la présence de forts géopotentiels 500 hPa, de faibles valeurs de vorticité relative, d’une sécheresse relative et d’un faible brassage de l’air en surface, mais ces conditions ne suffisent pas. Il faut aussi que localement le temps réunisse d’autres facteurs favorables. La poursuite des travaux s’oriente donc vers une échelle spatiale beaucoup plus fine afin de tenir compte des spécificités locales du temps et des espaces géographiques.

CHAPITRE V

MESURES D’OZONE A ECHELLES SPATIALE ET TEMPORELLE FINES

INTRODUCTION

La pollution par l’ozone fait l’objet d’un suivi dans l’ensemble des pays européens, dans ceux de l’Amérique du Nord et dans bien d’autres états tout autour de la planète. La caractéristique commune majeure de la méthode d’observation des polluants atmosphériques est de les mesurer de façon ponctuelle dans l’espace pour des raisons économiques et techniques. Cependant la pollution de l’air est un phénomène continu dans l’atmosphère, et elle ne saurait être réduite à quelques points d’observation. A partir de cette constatation deux questions liées se posent alors ; comment savoir si le dispositif mis en place permet de capter correctement la variabilité spatiale du phénomène ? Quelles sont les échelles spatiale et temporelle les plus adaptées pour étudier un polluant tel que l’ozone qui est extrêmement réactif ? Afin d’apporter des pistes de réponses à ces interrogations, et après avoir découvert l’existence d’analyseurs d’ozone portables, il est apparu pertinent en tant que géographe de procéder à des mesures itinérantes d’ozone.

L’objet de ce chapitre est ainsi d’élargir l’étude de la pollution par l’ozone à des espaces où la donnée sera disponible en continu. Plus que la variabilité temporelle, les disparités spatiales sont la cible d’intérêt. Avant même de débiter les moindres mesures, il s’agit de vérifier si le matériel utilisé est à la hauteur des objectifs fixés et si ce même matériel est comparable à celui utilisé par AtmoPACA. Grâce au concours de l’AASQA de la région Provence-Alpes-Côte-d’Azur, la précision et la fiabilité des analyseurs portables ont pu être déterminées. A l’aide de ces appareils les possibilités de mesures deviennent soudain infinies, il faut alors établir une sorte de protocole de mesure afin d’éviter de mesurer un phénomène éphémère dans le temps et dans l’espace. En effet les premières mesures ont permis de constater la grande variabilité spatiale et temporelle supposée de l’ozone. En quelques minutes et/ou en quelques mètres les concentrations passent parfois du simple au double voire du simple au triple. Parmi les facteurs tyranniques influençant les concentrations d’ozone, les émissions de polluants primaires par les véhicules à moteur thermiques semblent être la raison majeure des fortes disparités enregistrées. Toutefois le sol et la rugosité de surface dans son ensemble induisent une destruction d’ozone par dépôt sec ; ces facteurs sont donc aussi à prendre en compte afin d’adopter une certaine distance par rapport au sol et aux parois (au sens large) au cours des mesures itinérantes.

Enfin, et après avoir défini les points précédents, de multiples campagnes de mesures dans le département des Alpes-Maritimes ont été menées au cours des saisons 2006, 2007 et 2008. Elles ont concerné deux échelles spatiales, de la micro échelle à la méso échelle, et plusieurs types d’espaces (urbains, périurbains, ruraux et même marins). La dernière partie de ce chapitre permet d’introduire le chapitre suivant qui concerne exclusivement la variabilité spatiale de l’ozone dans l’agglomération niçoise.

V.1 – LES MOYENS DE MESURE : DES ANALYSEURS D’OZONE PORTABLES.

Grâce aux progrès technologiques incessants, il existe aujourd’hui des analyseurs de polluants atmosphériques (ozone, dioxyde d’azote, monoxyde d’azote etc.) portables offrant des possibilités de mesures plus larges que celles proposées par les appareils traditionnels utilisés par les AASQA françaises. Du fait de leur faible poids et de leur faible encombrement, ces appareils sont aisément transportables. Leur mode d’alimentation sur batterie renforce également les libertés de mesures. Le matériel ayant servi à l’intégralité des campagnes de mesure effectuées dans cette thèse est issu de longs travaux de recherche menées par des universitaires américains (Bognar et Birks, 1996). Leurs produits sont commercialisés depuis plusieurs années et sont employés par divers chercheurs sur la planète pour de multiples applications. Cependant il convient en premier lieu de comparer les analyseurs portables aux analyseurs fixes d’AtmoPACA afin d’être certain de la précision des appareils. Deux comparaisons sont ainsi effectuées ; la première a consisté à raccorder un générateur d’ozone à un analyseur portable, et la seconde s’est déroulée sur un mois entier où AtmoPACA a couplé ce nouvel appareil à une de leur station d’ozone fixe. Les résultats très satisfaisants ont toutefois soulevé quelques limites dans l’utilisation de ces analyseurs d’ozone miniaturisés.

V.1.1 – Un outil innovant : l’analyseur d’ozone portable.

Les appareils utilisés sont de petite taille (20 x 30 x 9 cm) et de faible poids (2 kg). Ces dimensions sont largement plus favorables à des mesures itinérantes que celles des analyseurs d’ozone classiques (fig. 5.1). Ils nécessitent une alimentation de 12 volts ; de petites batteries ou encore l’allume-cigares d’une voiture permettent de faire fonctionner ces analyseurs. Le pas de temps de mesure minimum est de 2 secondes, les données sont enregistrées dans une mémoire interne sur une plus ou moins longue période en fonction du pas de temps de mesure choisi. Un GPS équipe les analyseurs afin de faciliter le traitement des données par la suite. La méthode de mesure se fait par absorption d’UV comme pour les analyseurs d’ozone des AASQA en France selon le schéma présenté dans le chapitre I (cf. I.2.1.1).

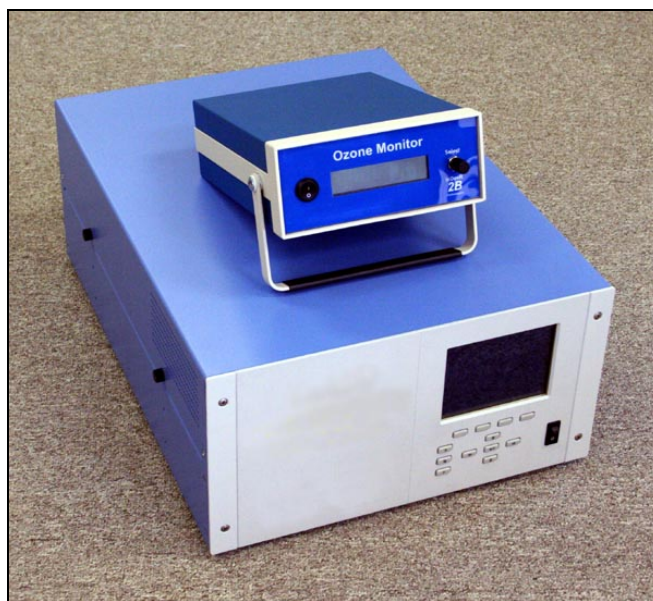


Figure 5.1 Comparaison d’un analyseur d’ozone classique et de celui utilisé pour les mesures itinérantes.

Les deux unités de mesure les plus usitées pour les concentrations d’ozone sont les ppb et les $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les analyseurs d’ozone établissent la concentration en ppb puis la convertissent en $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Après les premières utilisations il est apparu que le taux de conversion employé par les analyseurs portables était de 2,14. Cette valeur est celle observée dans les conditions dites normales, c’est-à-dire pour une température de 0°C et une pression de 1013,25 hPa. Ces conditions ne reflètent pas celles habituellement constatées au cours de la saison photochimique. Pour cette raison il est préférable d’avoir recours au taux de conversion défini pour les conditions standard (20°C et 1013,25 hPa) qui s’établit à 2. Ainsi l’ensemble des concentrations d’ozone récoltées durant les campagnes de mesures sont « retouchées » afin de respecter cette propriété physico-chimique.

La littérature scientifique, peu abondante sur les mesures itinérantes de polluants atmosphériques, permet de constater que ce type d’appareil a principalement été utilisé dans un but de surveillance à long terme des concentrations d’ozone dans des sites éloignés où la puissance électrique disponible est limitée (Ray, 2004) ; quelques études à l’aide de moyens aéroportés tels que des cerfs-volants, des ballons captifs, des ULM ou bien de petits avions (Cessna), décrivent l’évolution des concentrations d’ozone dans la basse atmosphère. La démarche suivie dans ce travail ne pourra donc pas s’appuyer sur des recherches antérieures.

V.1.2 – Evaluation de la sensibilité et de la fiabilité des analyseurs portables.

V.1.2.1 – Comparaison d’un analyseur portable avec un générateur d’ozone.

Le réseau de stations de mesure d’AtmoPACA fait l’objet d’un suivi technique très rigoureux ; tous les trois mois chaque analyseur est contrôlé, étalonné si nécessaire et les pièces usées ou cassées sont changées le cas échéant. Profitant de la visite d’un technicien de la société ayant en charge la maintenance des appareils d’AtmoPACA, un analyseur portable a pu être comparé à un générateur d’ozone servant à vérifier le bon fonctionnement des analyseurs d’ozone fixes. L’objectif de la démarche fut double : dans un premier temps il s’agissait d’observer les valeurs absolues de concentrations d’ozone mesurées par l’analyseur portable en fonction des quantités d’ozone délivrées par le générateur. Deuxièmement l’intérêt s’est porté sur la vitesse de réaction du matériel. Le but des mesures itinérantes étant de capter la variabilité spatiale de l’ozone, cela nécessite de disposer d’appareils très réactifs capables de mesurer les disparités spatiales même lorsque celles-ci sont fortes sur de faibles distances.

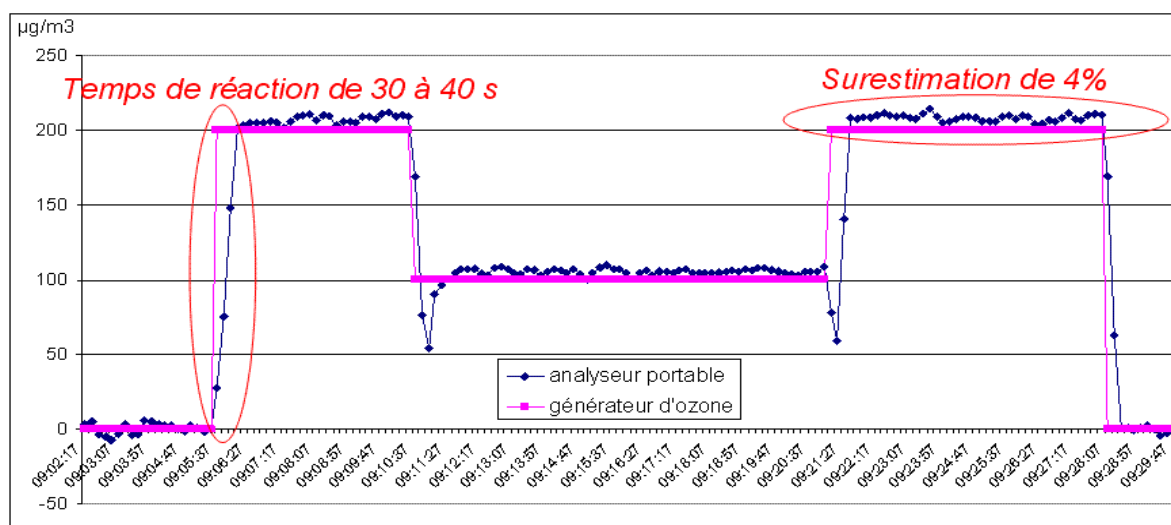


Figure 5.2 Comparaison des concentrations mesurées par un analyseur portable avec celles délivrées par un générateur d’ozone (pas de mesure de 10 secondes).

Globalement l’estimation des concentrations d’ozone par l’analyseur portable et son temps de réaction sont très satisfaisants (fig. 5.2). Le test s’est déroulé en effectuant une mesure toutes les 10 secondes ; les quantités d’ozone émises par le générateur ont varié durant la période d’essai : de 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au cours des trois premières minutes, elles sont passées à 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durant les cinq minutes suivantes. Il n’a alors fallu que 30 à 40 secondes pour que l’analyseur d’ozone portable réagisse et pour qu’il se stabilise autour des 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les changements suivants de quantités d’ozone émises ont également nécessité un temps de réaction similaire. Les valeurs absolues d’ozone estimées par l’appareil portable n’ont surestimé que de 4% les quantités délivrées par le générateur alors même qu’intrinsèquement la technique de mesure par absorption d’UV induit une erreur de plus ou moins 2%. Ainsi ce test s’est révélé très rassurant quant à la précision des mesures effectuées par l’analyseur portable. Cependant le technicien a souligné l’absence de filtre à particules permettant d’éviter un encrassement rapide voire même un dysfonctionnement de certaines pièces de l’analyseur d’ozone. Le paragraphe suivant permet de comprendre pourquoi au cours des mesures itinérantes les filtres à particules ne seront pas utilisés.

V.1.2.2 – Comparaison d’un analyseur portable avec un analyseur fixe d’AtmoPACA.

Le comparatif précédent permet de se prononcer sur la précision de la mesure, mais sa durée n’offre aucune précision quant à la fiabilité du matériel : cette précision est-elle pérenne ? Combien d’heures d’utilisation affectent les performances des différentes pièces composant l’analyseur miniature ? Pour répondre à ces multiples interrogations, AtmoPACA a procédé durant le mois de septembre 2007 à des mesures en continu dans l’une de leur station fixe d’ozone subissant un cycle diurne très marqué afin de contraindre l’analyseur portable à de fortes variations et observer ainsi ses réactions.

Ces mesures sur près d’un mois ont nécessité l’emploi d’un filtre en entrée des analyseurs afin de les « polluer » le moins possible pour éviter une usure prématurée des pièces (électrovannes et pompes à air notamment) et par conséquent entraîner une moindre précision de la mesure. Toutefois l’utilisation des filtres fournis avec les analyseurs portables ont posé quelques problèmes : en effet au cours des premiers jours de fonctionnement, ces derniers ont affecté la mesure (fig. 5.3). L’explication la plus vraisemblable semble être que ces filtres, bien qu’ayant été saturés en ozone avec un générateur d’ozone, détruisaient une faible proportion du polluant le plus souvent (les mesures du 5 au 10 septembre en attestent).

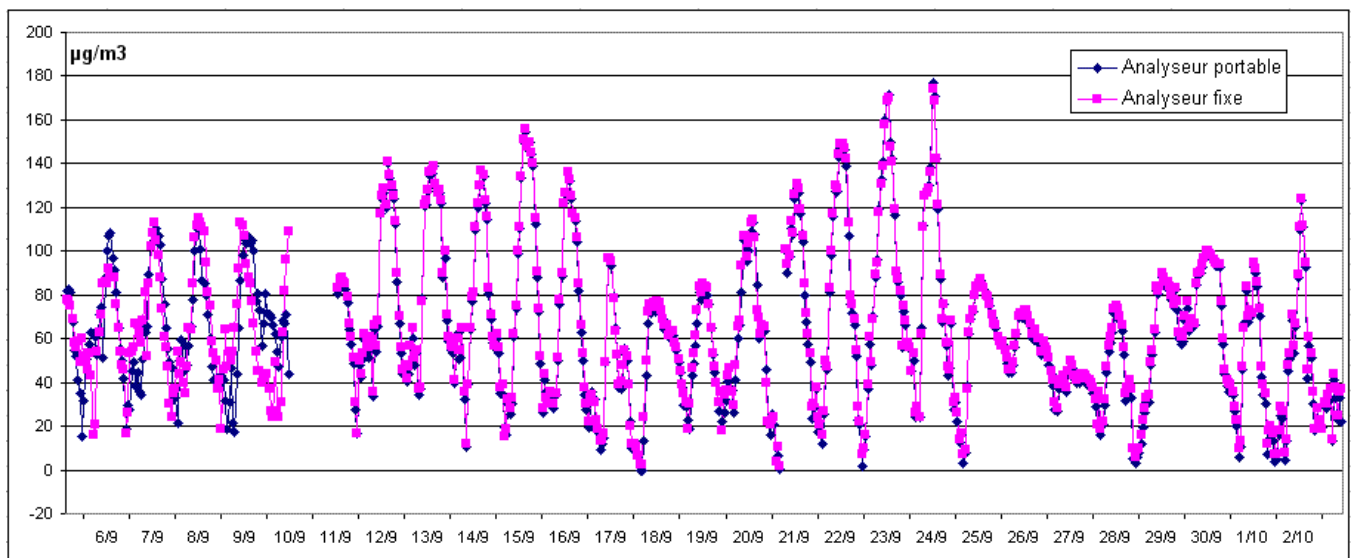


Figure 5.3 Comparaison des concentrations mesurées par un analyseur portable et par un analyseur fixe d’AtmoPACA du 5 septembre au 3 octobre 2007 (en moyennes horaires).

Si les courbes représentant les moyennes horaires d’ozone enregistrées par les deux analyseurs ne sont pas identiques au cours de la première semaine de comparaison, elles sont parfaitement superposées dès le 11 septembre jusqu’à la fin du test le 3 octobre 2007. Il semblerait donc qu’il faille plus de cinq jours de fonctionnement pour que le filtre s’homogénéise avec l’air absorbé et pour qu’il n’influence ainsi plus la mesure. L’étude de la relation entre les deux séries temporelles de concentrations d’ozone est très rassurante quant à la précision, à nouveau, et quant à la fiabilité du matériel utilisé dans cette thèse. En effet, le coefficient de détermination caractérisant la régression linéaire établie entre les deux séries de mesures approche la relation parfaite avec une valeur de 0,9971 (fig. 5.4). Ainsi sur plus de 720 heures de fonctionnement l’analyseur d’ozone portable se comporte de manière similaire à l’analyseur d’ozone fixe d’AtmoPACA considéré comme étant la référence européenne (norme ISO) en matière de suivi de la pollution atmosphérique par l’ozone. Le recours à ces appareils portables pour les mesures itinérantes et pour quelques mesures fixes également permet donc de conserver toute la rigueur scientifique nécessaire à l’estimation des concentrations d’ozone. Cependant les filtres à particules ne sont pas utilisés en raison du caractère discontinu des mesures et de l’impact de ces derniers durant les premiers jours de fonctionnement.

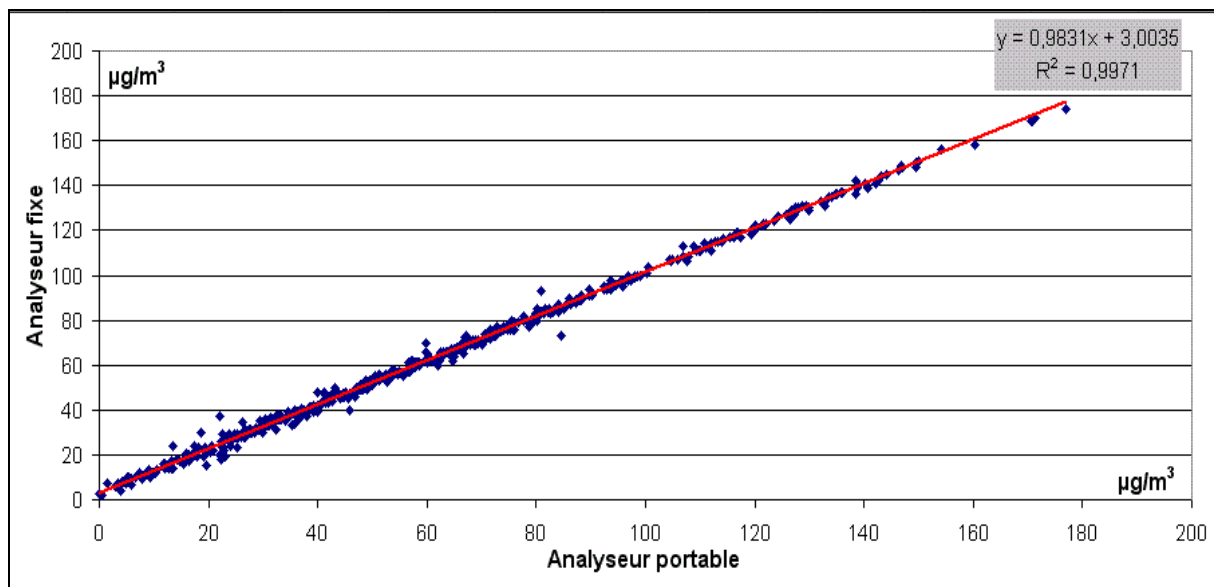


Figure 5.4 Relation entre les moyennes horaires mesurées par l’analyseur portable et celles mesurées par l’analyseur fixe d’AtmoPACA du 11 septembre au 3 octobre 2007.

V.1.2.3 – Entretien et pannes éventuelles des analyseurs d’ozone portables.

Bien qu’ayant passé les différents tests avec succès, au cours des saisons photochimiques de 2006 à 2008 quelques problèmes techniques sont tout de même survenus sur les analyseurs portables. En raison d’un suivi très régulier et très rigoureux, ces incidents ont rapidement été détectés et résolus. Il semblerait que l’absence de filtre en entrée soit la cause majeure de ces dysfonctionnements ; la fragilité de certains composants tels que les électrovannes pourrait également être en cause étant donné le caractère itinérant des mesures impliquant quelques secousses, et cela même en prenant toutes les précautions nécessaires à la protection du matériel.

Ne disposant pas de générateur d’ozone, le moyen le plus simple pour détecter une éventuelle anomalie est de placer les deux voire même les trois analyseurs d’ozone côte à côte pendant une heure (par exemple) en enregistrant les concentrations moyennes sur une minute. La confrontation des courbes ainsi obtenues permet d’identifier immédiatement une erreur

dont il faut alors comprendre l’origine. A ce stade deux types d’erreurs sont possibles (cf. I.2.1.2). S’il s’agit d’une déficience sur une électrovanne ou sur la lampe à mercure, alors les séries temporelles d’ozone indiquent une rupture nette (fig. 5.5). Par contre lorsque la pompe à air ou encore le destructeur d’ozone sont en fin de vie, alors le début de l’anomalie est quasiment impossible à identifier. Par conséquent il convient de vérifier le plus fréquemment (toutes les semaines durant les mesures itinérantes) la stabilité du zéro des analyseurs en connectant un destructeur d’ozone sur la prise d’air de l’appareil. Si les concentrations sont alors légèrement supérieures ou inférieures à zéro il est possible de recalibrer le zéro de l’analyseur. Toutefois si les différences grandissent (supérieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en valeur absolue) il est alors préférable de changer le destructeur d’ozone ou la pompe à air dont l’intensité sonore au cours de son fonctionnement permet de détecter un faible débit d’air (moins elle tourne rapidement et moins elle est bruyante).

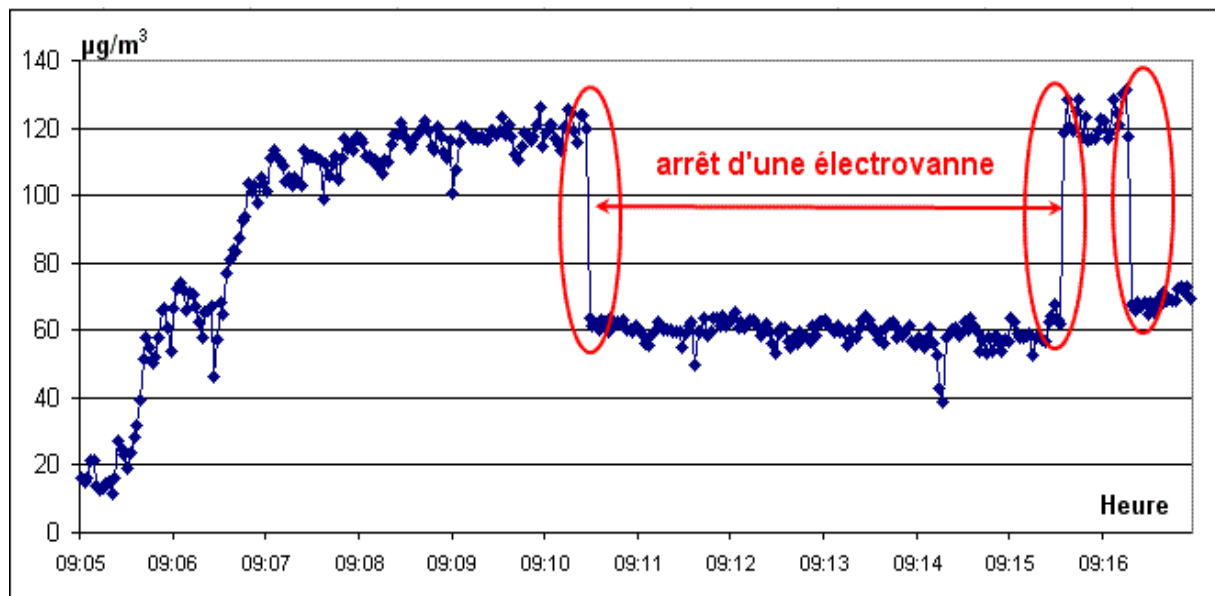


Figure 5.5 Dysfonctionnement subit d’une électrovanne nécessitant son remplacement. Les concentrations d’ozone enregistrées toutes les deux secondes montrent des ruptures soudaines lors des deux arrêts et du redémarrage d’une des deux électrovannes de l’analyseur d’ozone.

A la suite des différents tests menés, et en respectant un suivi technique très rigoureux, il apparaît que les analyseurs d’ozone portables étant utilisés dans ce travail estiment les concentrations d’ozone avec autant de précision et de fiabilité que les appareils fixes et imposants d’AtmoPACA. Les professionnels de cette AASQA ont d’ailleurs été très satisfaits quant à la vraisemblance des mesures effectuées par ces analyseurs miniatures.

Maintenant que les réserves sur les capacités de ce petit appareil à correctement évaluer les valeurs d’ozone se sont largement atténuées, il faut alors prendre conscience de la puissance d’un tel outil. Les concentrations de ce polluant secondaire sont identifiables en tout point de l’espace à tout instant. Les possibilités et les souhaits de mesures devenant rapidement infinis, il est indispensable de préciser à nouveau les notions d’échelles spatiales et temporelles pour lesquelles la topoclimatologie, voire même la microclimatologie permettent en partie de comprendre la variabilité des concentrations d’ozone.

V.2 – LA VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE FINE DE L’OZONE.

Le caractère chimiquement très instable de l’ozone lui confère une durée de vie parfois très faible. Réagissant avec de nombreux polluants dans les basses couches de l’atmosphère, l’ozone est marqué par de fortes disparités spatiales et temporelles. Dès les premières mesures effectuées avec les analyseurs portables (en mode itinérant ou fixe), cette propriété a été constatée ; en effet d’un point de vue temporel, ces appareils peuvent enregistrer les concentrations d’ozone selon un pas de mesures de 2 secondes pour le réglage le plus fin, ce qui a permis d’observer de brusques variations. En étudiant notamment la variabilité de l’ozone à partir de moyennes établies sur une minute, il est apparu qu’un changement soudain des conditions météorologiques a un impact immédiat sur les niveaux d’ozone ambiants. Par ailleurs sous le vent des sources d’émissions de polluants primaires les concentrations d’ozone sont très faibles alors qu’à quelques mètres seulement elles peuvent atteindre ou dépasser les $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par exemple.

V.2.1 – Inertie temporelle des moyennes horaires d’ozone.

Par convention et par habitude, le suivi des concentrations d’ozone se fait selon un rythme horaire. Les normes européennes notamment sont définies en fonction de seuils horaires qu’il est préférable de ne pas dépasser pendant un certain nombre d’heures. D’un point de vue santé publique ces considérations sont probablement pertinentes. Toutefois les moyennes horaires ne permettent pas de capter la vitesse avec laquelle les niveaux d’ozone varient parfois lors d’un brusque changement de régime de vent par exemple.

A cet égard la journée du 1^{er} août 2006 apporte des éléments prouvant la forte variabilité temporelle de l’ozone. A la suite d’un mois de juillet 2006 considéré comme une des périodes récentes les plus affectées par la pollution photochimique (après août 2003), le mois d’août 2006 fut marqué au contraire par des conditions synoptiques très défavorables à l’accumulation des polluants et à la production d’ozone. Le changement de type de circulation atmosphérique eut lieu le 1^{er} août : la dorsale anticyclonique présente sur l’Europe de l’ouest depuis le 10 juillet s’est quelque peu affaiblie dès le 28 juillet. Elle n’est réellement remplacée que le 1^{er} août par un talweg orienté des îles britanniques à la Sardaigne (annexe V.a). Celui-ci provoqua un fort vent d’ouest sur les Alpes-Maritimes diluant ainsi rapidement les molécules d’ozone. Après la brise de terre de NNW à la station météorologique de Nice aéroport durant la nuit, une brise de mer mal définie souffla en matinée, puis dès 11h TU un fort vent synoptique de SSW à W remplaça le régime de vent thermique. L’effet de foehn induit par le passage du flux général sur le massif des Alpes entraîna des températures record dans le département (tab. 5.1).

Au cours de cette journée des mesures d’ozone ont été menées au fort de la Revère (à seulement 2 km du littoral et à 696 m d’altitude ; éloigné de tout axe de communication majeur) et au Mont Boron (site de mesure à l’est de Nice à environ 100 m d’altitude et à proximité d’une route nationale) de manière simultanée afin de mieux comprendre la hausse des concentrations d’ozone en matinée et surtout pour tenter d’attribuer une origine spatiale à ces fortes quantités d’ozone en période polluée (fig. 5.6 et 5.7).

L’enregistrement des valeurs d’ozone sur une minute montre une constante augmentation entre 9h44 et 10h30 dans les deux sites de mesures alors qu’un faible vent d’E de 2,5 m/s est installé à Nice-aéroport à 10h. Puis entre 10h30 et 10h37 les concentrations passent de 145 à $175 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au fort de la Revère progressant ainsi de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 7 minutes. Une variation quasi similaire est observable également au Mont Boron sur la même période. Les teneurs en

ozone fluctuent alors entre 175 et 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jusqu’à 11h02 au fort, et sont plus irrégulières dans le deuxième site où il semblerait qu’un phénomène perturbe fortement les niveaux d’ozone. En effet au Mont Boron entre 10h39 et 10h56 les concentrations d’ozone décroissent de près de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avant de rejoindre à nouveau des valeurs plus élevées à 11h. Dès cet instant et alors qu’un vent synoptique de SSW de plus de 10 m/s s’est instauré entre 10h et 11h à Nice-aéroport, les teneurs en ozone sont orientées à la baisse jusqu’à la fin des mesures. Au fort de la Revère la chute atteint 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2 minutes.

Tableau 5.1 Conditions météorologiques du 1^{er} août 2006 à Nice aéroport en heures TU.

Heure TU	Temperature C	Point de rosée C	Pression en surface hPa	Vent m/s
23h Jul 31	24	21	1011	NW 2,5
0h Aug 01	24	21	1011	NNW 2
1h Aug 01	24	20	1010	NW 2,5
2h Aug 01	24	20	1010	NW 3,5
3h Aug 01	23	19	1010	NNW 4
4h Aug 01	24	19	1010	NNW 3,5
5h Aug 01	24	19	1010	NNW 3
6h Aug 01	25	19	1010	NNW 2,5
7h Aug 01	28	20	1009	Variable 2
8h Aug 01	28	21	1009	SSW 3
9h Aug 01	29	21	1009	S 4
10h Aug 01	30	21	1008	E 2,5
11h Aug 01	33	20	1006	SSW 10
12h Aug 01	35	18	1005	WSW 11
13h Aug 01	37	16	1004	WSW 12
14h Aug 01	38	14	1004	W 10,5
15h Aug 01	37	17	1003	W 10,5
16h Aug 01	36	18	1003	WSW 10,5
17h Aug 01	34	16	1003	W 9
18h Aug 01	30	22	1004	E 8
19h Aug 01	28	24	1005	E 6,5
20h Aug 01	28	24	1006	ESE 2
21h Aug 01	28	24	1006	E 2
22h Aug 01	28	24	1006	Variable 0,5

Ces mesures réalisées selon une échelle de temps très fines montrent le caractère temporel très variable de l’ozone. Des variations de plusieurs dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont possibles en seulement quelques minutes si les conditions météorologiques subissent un changement. Dans l’exemple détaillé ici, il s’agit d’une variation temporelle rapide d’ozone induite par une modification du régime de vent mais les mêmes constatations ont été faites lors de développements cumuliformes entraînant une forte ascendance de l’air ; la proximité d’un cumulus congestus ou pire encore, d’un cumulonimbus, fait chuter les niveaux de pollution encore plus rapidement. Ces aspects revêtent un rôle majeur lors de mesures itinérantes se déroulant sur plusieurs heures. En effet l’intérêt unique de ces mesures est de capter la variabilité spatiale de l’ozone ; si au cours de la mesure une subite modification des conditions météorologiques intervient alors l’objectif de l’expérience ne peut être atteint.

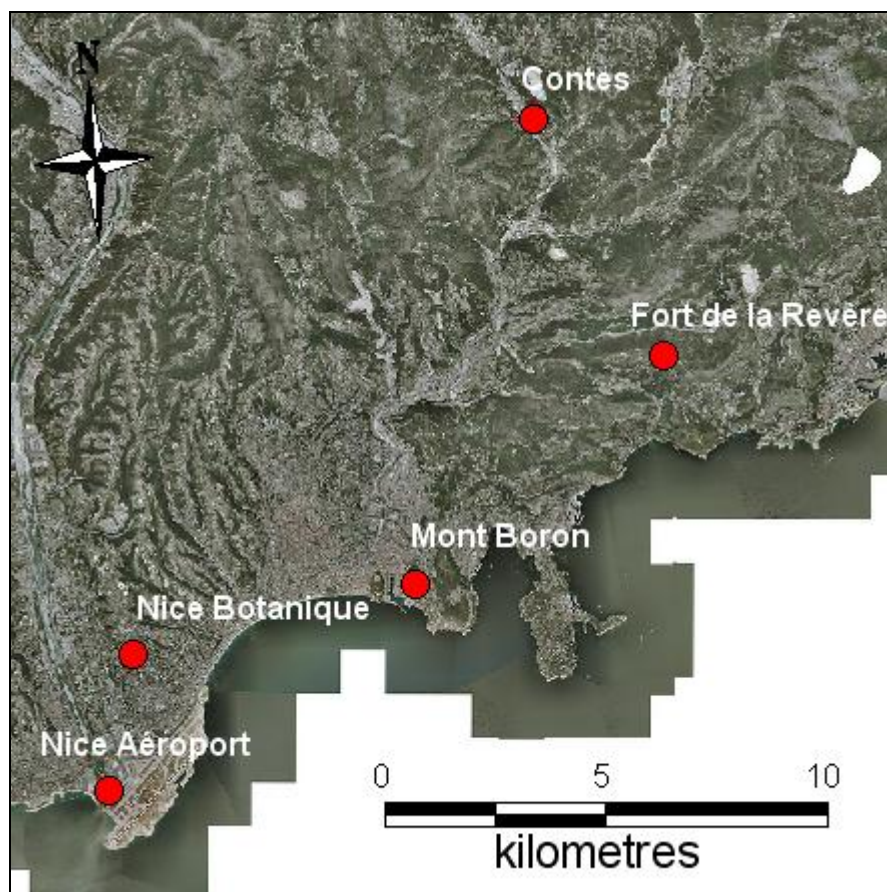


Figure 5.6 Localisation des sites de mesure d’ozone le 1^{er} août 2006.

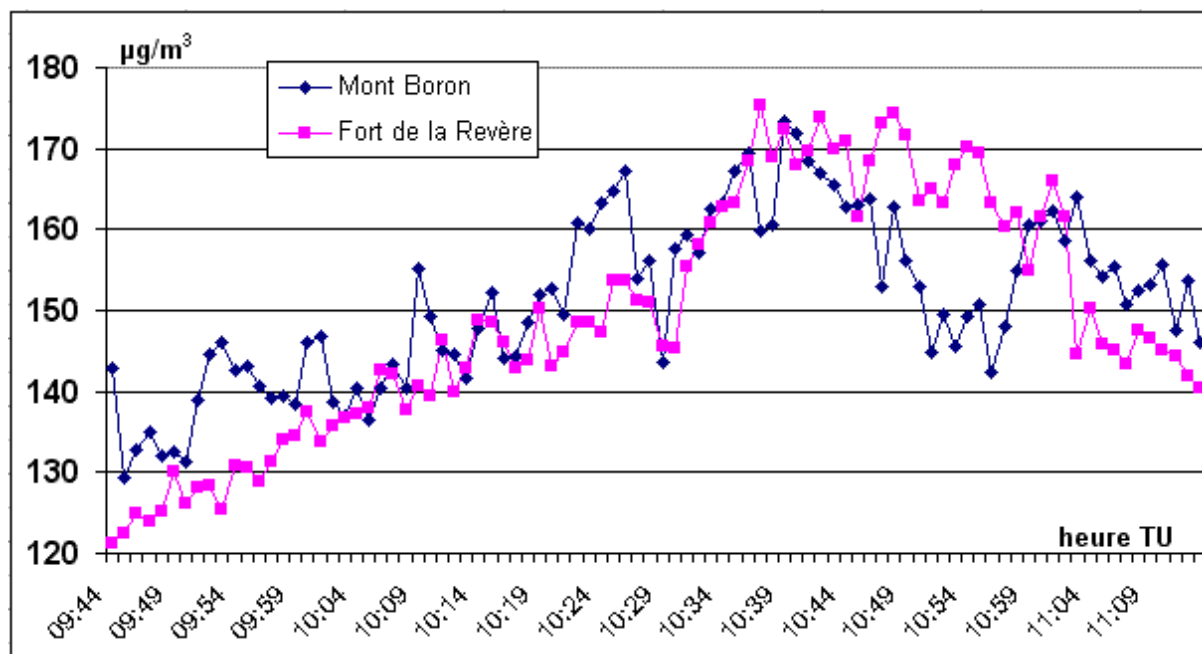


Figure 5.7 Concentrations d’ozone mesurées au Mont Boron et au fort de la Revère le 1^{er} août 2006 de 9h44 à 11h13 TU (pas de mesure d’une minute).

Les mesures temporelles fines permettent d’observer une variabilité de l’ozone indétectable en ne considérant que les moyennes horaires. La comparaison avec les profils journaliers des stations de Nice Botanique, Nice-aéroport et Contes construits sur des valeurs horaires d’ozone est éloquent (fig. 5.8). Cette échelle temporelle de mesure lisse les

variations rapides ; en observant ces courbes il est possible de dire que la baisse d’ozone est régulière entre 11h et 12h dans les deux sites de Nice alors même que les mesures du Mont Boron et du fort de la Revère ont montré de fortes variations à la hausse comme à la baisse sur quelques minutes. Les moyennes horaires ont lissé les valeurs extrêmes du 1^{er} août 2006 puisque le pic a été très fugace : les 173 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du mont Boron sont bien supérieurs aux 159 et aux 151 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de Nice-aéroport et de Nice Botanique respectivement.

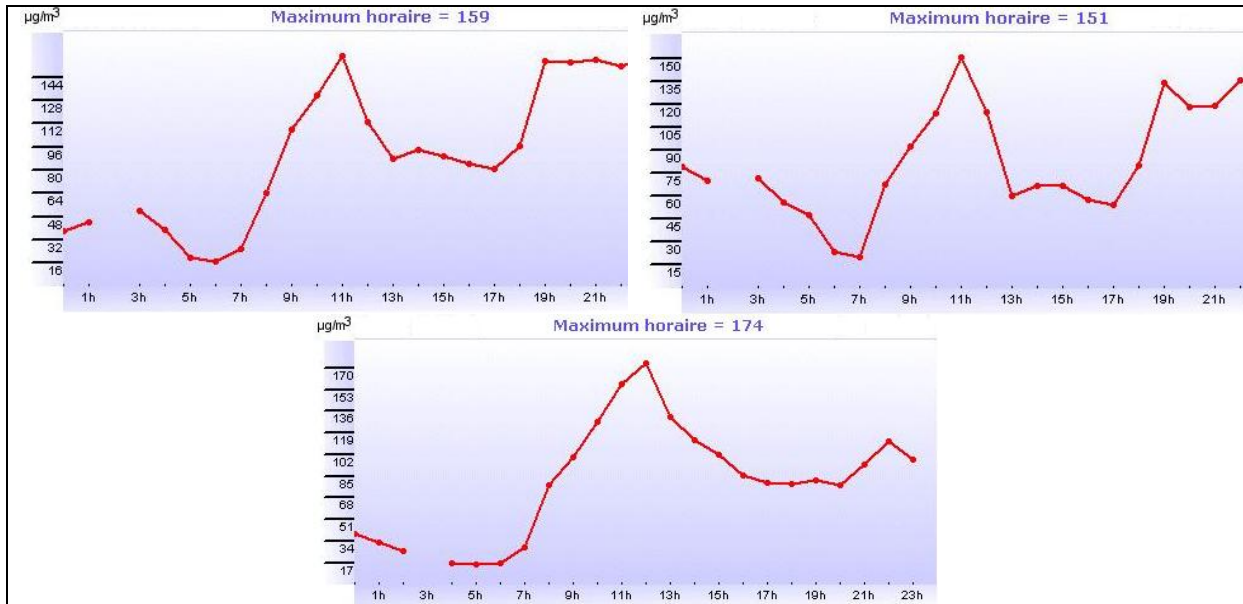


Figure 5.8 Concentrations moyennes horaires d’ozone dans les stations de Nice aéroport (en haut à gauche), de Nice Botanique (en haut à droite) et de Contes (en bas) le 1^{er} août 2006 en heure TU (source : AtmoPACA).

Enfin le pic horaire dans la station de Contes ne s’est produit qu’une heure plus tard, soit à 12h, avec une valeur de 174 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tout à fait comparable aux niveaux observés vers 11h au fort de la Revère, mais en décalage avec les concentrations relevées à Nice à la même heure (entre 110 et 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La localisation du site dans le fond d’une vallée orientée nord-sud (donc à l’abri du flux d’ouest synoptique) montre que l’ozone ne subit pas seulement des variations temporelles fortes à fine échelle, mais qu’il connaît aussi d’importantes disparités spatiales.

V.2.2 – Variabilité spatiale de l’ozone à fine échelle.

Plus les basses couches de l’atmosphère sont polluées, c’est-à-dire plus elles contiennent d’espèces chimiques gazeuses en quantité non naturelle, et plus l’ozone est distribué d’une manière non homogène dans l’espace puisque ce polluant secondaire est très réactif. Ceci est particulièrement vrai en milieu urbain et périurbain où les émissions de polluants primaires par la circulation des véhicules à moteur thermiques perturbent grandement les concentrations d’ozone : le monoxyde d’azote masque parfois des niveaux d’ozone élevés sur les axes de communication majeurs et à proximité de fortes sources émettrices. Dans le chapitre suivant l’attention sera portée sur la variabilité de l’ozone dans des espaces urbain et périurbain, il s’agit donc de comprendre dans quelle proportion l’ozone est masqué dans ces milieux. De plus afin de réaliser des mesures itinérantes il est nécessaire de se déplacer ; or le fait d’emprunter des axes de communication nuit fortement à la représentativité spatiale de la mesure : sur une route fréquentée il n’y aura que de faibles quantités d’ozone mais à 10, 20 ou 30 mètres de part et d’autre les concentrations seront plus élevées et plus homogènes spatialement.

V.2.2.1 – Représentativité spatiale de l’ozone sur les voies de circulation.

Le 27 avril 2007 une campagne de mesures itinérantes a été menée dans l’agglomération de Nice. Le mode de transport emprunté fut un deux roues à moteur afin d’effectuer les mesures le plus rapidement possible pour ne pas manquer l’équilibre photochimique de la journée. Ainsi les déplacements se sont faits sur des voies autorisées aux véhicules à moteur. Dès le premier kilomètre de mesure l’inconvénient principal de la méthode est apparu : l’intensité du trafic routier, et notamment son irrégularité en ville en raison de la présence de feux tricolores et de zones de congestion, ne permet absolument pas d’étudier la pollution par l’ozone. En effet sur la figure 5.9 l’extrême variabilité des concentrations dans les deux espaces fléchés n’est que le résultat d’émission de monoxyde d’azote quelques secondes avant le passage de l’analyseur. Les données récoltées ne sont donc ni représentatives d’un niveau général d’ozone dans l’espace, ni pérennes dans le temps.

Le plus petit des deux espaces mis en relief sur la figure 5.9 est caractérisé par une très grande variabilité des concentrations d’ozone. Avec un pas de mesure de 10 secondes, les variations dépassent parfois plus de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 20 secondes. La zone littorale est quant à elle intéressante à double titre. Sur la promenade des Anglais le fort trafic routier entraîne à nouveau des chutes ou des hausses de plus de 50 voire 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en quelques dizaines de secondes et sur quelques mètres, ne permettant donc pas d’identifier un niveau moyen ambiant d’ozone ; d’autre part le second passage en sens inverse montre effectivement la pression du monoxyde d’azote sur l’ozone : à seulement quelques mètres de la mesure effectuée deux ou trois minutes auparavant les concentrations ne sont plus du tout comparables. La juxtaposition, et parfois même la superposition, de points bleu clairs et de points orange ou rouges sur la figure 5.9 illustre cette variabilité.

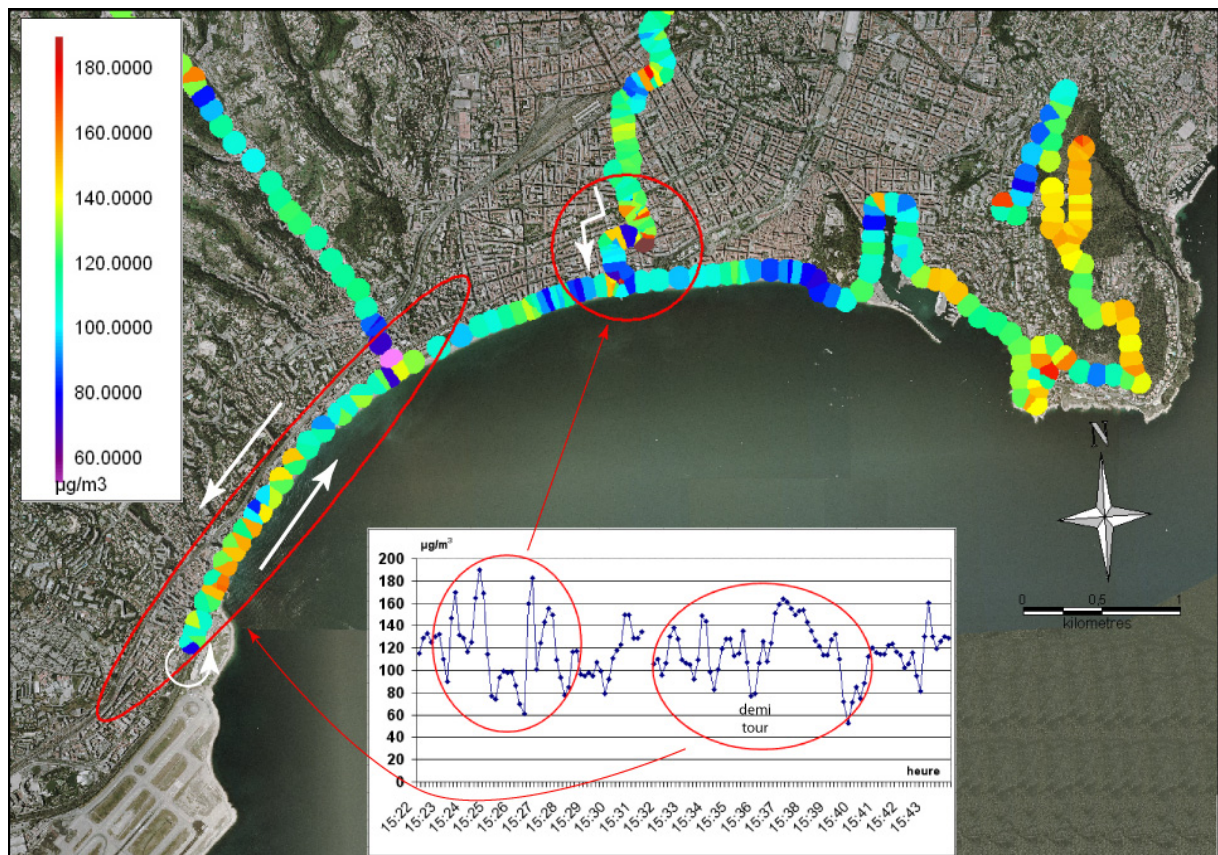


Figure 5.9 Mesures itinérantes d’ozone à Nice le 27 avril 2007 de 15h15 à 16h40 (heure légale) avec un pas de mesure de 10 secondes.

V.2.2.2 – Variabilité spatiale de l’ozone au contact d’importantes sources polluantes.

Les sources d’émissions diffuses de polluants primaires par le trafic routier ne sont pas l’unique agent capable de masquer de forts niveaux d’ozone. En effet la Côte d’Azur est parfois victime de son succès touristique ; les très nombreux bateaux de croisière faisant escale dans la région niçoise provoquent de sérieuses nuisances olfactives. Que les navires soient à quai dans le port de Nice, ou qu’ils stationnent dans la rade de Villefranche/mer, leurs moteurs ne sont évidemment pas coupés puisqu’il faut produire l’électricité nécessaire à l’activité commerciale du bateau. Ainsi durant des heures d’épais panaches de fumée s’échappent des cheminées et sont advectés le plus fréquemment vers les terres par la brise de mer.

La campagne de mesure effectuée le 26 août 2007 se caractérise par des concentrations d’ozone plutôt élevées sur la Promenade des Anglais avec des valeurs moyennes de $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$; toutefois à l’est de Nice sur la colline du Mont Boron, influencée pourtant par la même masse d’air en provenance de la mer, les niveaux d’ozone étaient quasi nuls (fig. 5.10). Pendant les mesures une forte odeur de fioul se fit sentir sur la colline dès que les concentrations d’ozone chutèrent. Arrivé au sommet, un panorama sur la rade de Villefranche/mer permit de constater la présence d’un bateau de croisière dont la fumée était advectée par un vent de SE sur le Mont Boron. Les très fortes quantités de monoxyde d’azote ont donc pratiquement détruit l’intégralité de l’ozone contenu dans la masse d’air d’origine maritime. La présence non quotidienne de ces bateaux et la direction variable du vent permettent parfois à l’ozone de s’exprimer dans cet espace ; toutefois lors de chacune des campagnes de mesures itinérantes, des concentrations d’ozone bien plus faibles que le niveau d’équilibre de la journée sont un indicateur d’une forte pollution par un autre polluant atmosphérique.

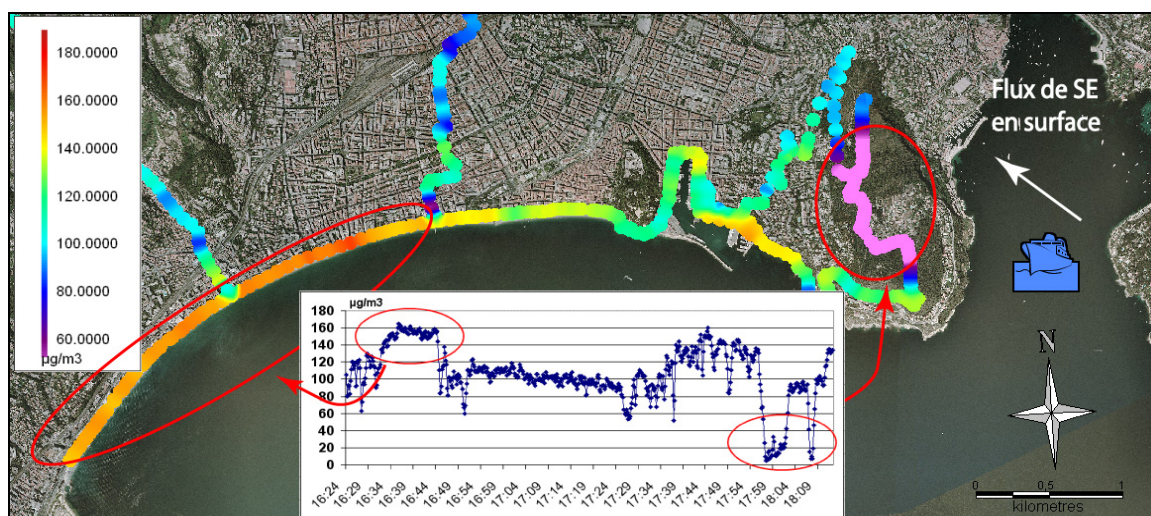


Figure 5.10 Mesures itinérantes d’ozone à Nice le 26 août 2007 entre 16h et 18h (heure légale) avec un pas de mesure de 10 secondes.

Les deux derniers points abordés concernant la variabilité spatiale et temporelle de l’ozone permettent de vérifier, par la mesure terrain, la grande réactivité de ce polluant secondaire : en quelques mètres et en quelques dizaines de secondes les disparités sont parfois très fortes ; la plus grande difficulté est d’identifier le facteur responsable de ces variations afin de connaître les échelles spatiales et temporelles qui guident les concentrations d’ozone et ainsi anticiper sur la pérennité du mouvement de hausse ou de baisse amorcé. Avoir la capacité de mesurer la quantité d’ozone en chaque point de l’espace et à tout moment induit donc des règles à suivre afin de ne pas observer un phénomène à micro-échelle n’ayant aucun lien avec le signal général.

V.3 – INCIDENCE SUR L’OZONE DES FACTEURS A MICRO-ECHELLE.

Outre les réactions chimiques avec d’autres composants gazeux au sein de la troposphère, l’ozone réagit aussi au contact des surfaces (cf. I.1.2.5). Pour rappel, il s’agit d’une décomposition thermodynamique induite par des surfaces solides ou liquides. Les vitesses de dépôt dépendent des propriétés physiques de la surface et de la vitesse d’apport de l’ozone au voisinage de la surface. Ainsi il semblerait qu’il faille être précautionneux à l’égard de toutes les barrières physiques auxquelles la masse d’air peut être confrontée : quelle est l’influence du sol sur les mesures ? À quelle hauteur faut-il mesurer l’ozone pour éviter l’impact du dépôt sec au sol sur les concentrations ? En outre, les parois au sens large (naturelles ou artificielles) constituent également un obstacle à l’écoulement de l’air et peuvent probablement affecter les quantités d’ozone mesurées. Par ailleurs comment se comporte l’ozone dans les bâtiments ? En période polluée quel impact l’aération des habitations a-t-elle sur la qualité de l’air intérieure ? Enfin l’échelle spatiale considérée dans ce paragraphe est adaptée à celle des interférents sur la mesure d’ozone. Les fortes émissions de particules et/ou de composés organiques volatils d’origine anthropique ou biogénique entraînent des erreurs de mesures qu’il faut détecter sur l’instant afin de trouver une explication aux valeurs correspondantes.

V.3.1 – Influence de la hauteur de mesure sur les concentrations d’ozone.

Ces tests ont été réalisés en août 2006 aussi bien en matinée qu’en cours d’après-midi dans deux lieux topographiquement différents : sur le sommet d’une colline à l’est de Nice (Mont Boron) ainsi que sur un versant de pente faible et irrégulière (nombreux replats artificiels) à l’ouest de Nice près d’un analyseur d’AtmoPACA (Nice Botanique). Les conditions météorologiques rencontrées furent variées : régime de brise, vent synoptique léger, ciel dégagé ou couvert mais températures et humidité comparables (environ 25°C et 60 à 70% d’humidité). Chacun des deux analyseurs est placé à différentes hauteurs par rapport au sol à l’aide d’un escabeau. Plusieurs hauteurs sont testées en utilisant les différents échelons espacés de 20 à 25 cm (fig. 5.11). Le dernier échelon se situe à 140 cm ce qui correspond pratiquement au niveau de l’air respiré par l’homme. A partir de quelle hauteur le sol influence-t-il la mesure ? Les résultats semblent indiquer que l’ozone n’est détruit que très près du sol. Les mesures à 75 cm et 140 cm sont très proches (fig. 5.12). L’influence du sol paraît sensible jusqu’à 20 cm de hauteur. L’écart de mesures entre le sol et 140 cm est en moyenne de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (écart-type de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et ceci pour l’ensemble des tests effectués.



Figure 5.11 Dispositif permettant d’étudier l’influence du sol sur les concentrations d’ozone.

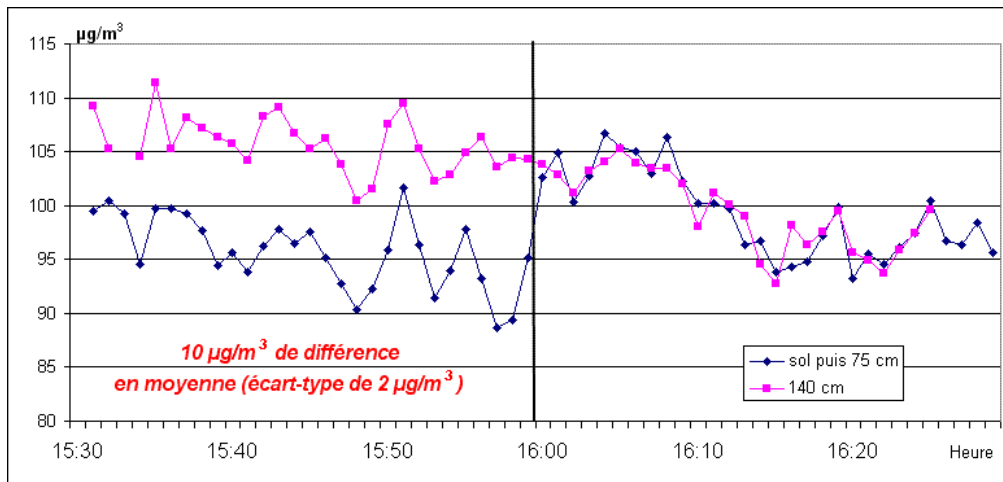


Figure 5.12 Comparaison des concentrations d’ozone moyennes sur une minute mesurées à 140, 75 et 0 cm de hauteur le 18 août 2006 à Nice Botanique (le trait vertical noir à 16h marque le déplacement de l’analyseur depuis le sol à 75 cm de hauteur).

V.3.2 – Influence des parois sur les concentrations d’ozone.

Les parois sont plus contraignantes que le sol pour mesurer le niveau d’ozone ambiant car elles offrent un obstacle à l’écoulement de l’air et créent des zones où le renouvellement de l’air est faible. Selon les mesures, un bâtiment orienté perpendiculairement à la direction de vent entraîne des écarts de concentrations d’ozone entre la façade exposée au vent et celle à l’abri du vent. Ces mesures ont été répétées à de nombreuses reprises de fin juillet à septembre 2006 dans des conditions de brise thermique ou de vent synoptique. L’immeuble pris en exemple présente une exposition nord-sud ; il est composé de cinq étages et se situe face à la mer. Les concentrations d’ozone de part et d’autre du bâtiment ont pu être comparées en installant un analyseur d’ozone sur la terrasse nord et sur la terrasse sud au 2^{ème} étage. En régime de brise de mer la façade sud est directement exposée au vent ; le 14 août 2006, les conditions météorologiques marquées par le passage d’un centre dépressionnaire sur l’Allemagne ont entraîné un vent synoptique de SSW soufflant à plus de 10 m/s sur le littoral des Alpes-Maritimes. L’enregistrement des concentrations d’ozone montre un écart significatif entre les deux façades (fig. 5.13). Cet écart s’élève à 12 µg/m³ en moyenne (écart-type de 5 µg/m³) entre 14h et 19h30, heure à laquelle le vent changea de direction pour passer à l’E. Dès cet instant les taux sont comparables quelque soit l’exposition, le vent d’E ne privilégiant aucune façade du bâtiment.

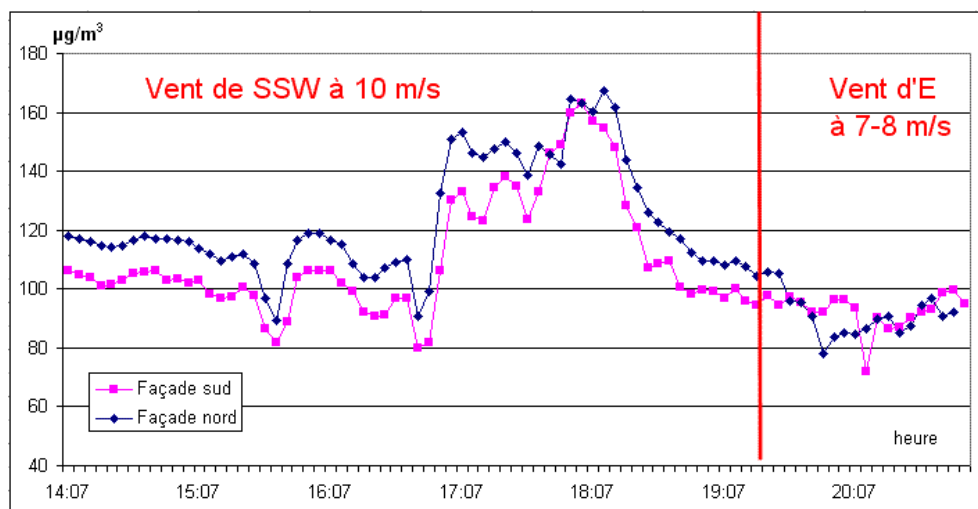


Figure 5.13 Concentrations d’ozone moyennes sur 5 minutes le 14 août 2006 sur un immeuble niçois.

V.3.3 – Comportement de l’ozone dans les habitations.

Même si ce paragraphe semble s’éloigner de la problématique générale sur la variabilité spatiale de l’ozone dans les basses couches de l’atmosphère, il porte sur l’exposition des hommes à la pollution de l’air ; or la finalité de toutes les disciplines travaillant sur la qualité de l’air est d’apporter des solutions à ce véritable enjeu de santé publique. Ainsi à l’aide des analyseurs d’ozone portables une expérience de trois jours a été menée afin de mesurer l’impact de la pollution extérieure par l’ozone sur la pollution intérieure par l’ozone (aucun autre polluant n’a été mesuré). La démarche suivie a consisté à installer un analyseur sur la terrasse d’une maison (située dans le proche arrière-pays niçois à Vence) et d’en disposer un second à l’intérieur de la villa. Durant les trois jours de mesures le positionnement de l’analyseur n’a pas changé tandis que celui à l’intérieur a été déplacé ; de plus des courants d’air ont été favorisés à certains moments tandis qu’à d’autres les fenêtres étaient fermées (fig. 5.14). L’ensemble de ces actions agit sur les concentrations d’ozone à micro-échelle.

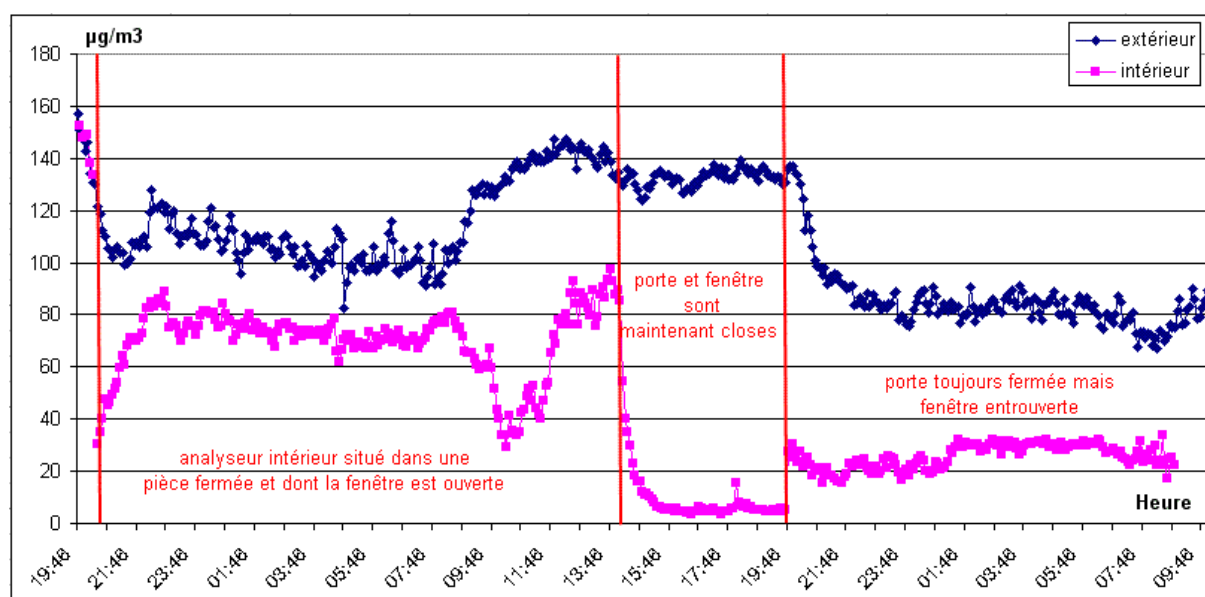


Figure 5.14 Concentrations d’ozone moyennes sur 5 minutes du 10 au 12 août 2006 d’un analyseur à l’extérieur et d’un autre à l’intérieur d’une maison à Vence.

Au cours de l’intégralité de l’expérience les quantités d’ozone extérieures ont toujours été supérieures à celles mesurées en air intérieur. Cependant de plus ou moins fortes disparités sont observables en fonction de l’intensité des contacts de l’air intérieur avec l’air extérieur. En effet durant la première partie des mesures, du 10 août à 20h au 11 août à 14h les fenêtres étaient largement ouvertes afin de laisser l’air extérieur pénétrer. Durant la nuit un écart constant fut observé entre l’extérieur et l’intérieur ; au contraire dès la hausse des concentrations d’ozone extérieures, les valeurs intérieures baissèrent dans un premier temps avant de remonter ensuite et ceci pour des raisons inconnues. Au cours des quatre heures suivantes l’espace intérieur est totalement confiné et les concentrations d’ozone chutent alors pour atteindre de très faibles niveaux. Enfin le fait d’entrouvrir à nouveau la fenêtre permet à l’ozone extérieur de pénétrer dans la pièce, mais le faible débit d’air induit par l’étroit passage conduit à un écart intérieur-extérieur plus important que pendant la première étape.

Ainsi l’exposition des hommes à l’ozone à l’intérieur des habitations est plutôt modérée même en période de pollution photochimique puisque ce polluant réagit très rapidement au contact des surfaces ; celles-ci sont bien plus nombreuses au sein d’une pièce qu’à l’extérieur d’un bâtiment, et l’importante rugosité qui en découle permet de détruire une grande partie de

l’ozone. Toutefois ces faibles quantités d’ozone rencontrées en air intérieur ne sont pas synonymes de bonne qualité de l’air. En effet en se détruisant au contact des surfaces et/ou en réagissant avec d’autres composés chimiques présent à l’intérieur des habitations, l’ozone produit du formaldéhyde. « Les expositions au formaldéhyde peuvent entraîner des irritations oculaires ou nasales, notamment chez les individus les plus sensibles » explique l’Afsset (Agence française de sécurité sanitaire de l’environnement et du travail) dans un communiqué en juillet 2008, ajoutant que « la fréquence et le degré de sévérité de ces effets n’ont pas encore été évalués ». Ce composé est classé cancérogène avéré pour l’homme (groupe 1) par le Circ (Centre international de recherche sur le cancer) depuis juin 2004. Actuellement de nombreuses recherches sont menées sur la qualité de l’air intérieur et ce court paragraphe ne fait que rappeler des phénomènes connus et/ou supposés.

V.3.4 – Interférents sur la mesure d’ozone à micro-échelle.

Déjà débattue dans le premier chapitre (cf. I.2.1.3) la question des interférents sur la mesure d’ozone s’applique à plusieurs échelles spatiales. Ces interférents de natures diverses absorbent comme l’ozone le rayonnement UV à 254 nm. Ils trompent ainsi l’analyseur qui n’affiche alors plus des valeurs correspondant aux seules concentrations d’ozone. Pour rappel les fortes concentrations de particules et de composés organiques volatils (anthropiques ou biogéniques) sont les principaux interférents sur la mesure d’ozone.

Le 26 juillet 2006 des mesures itinérantes d’ozone ont été menées à Saint-Jean Cap Ferrat à l’est de Nice. Alors que le niveau ambiant moyen se situait autour des 160-170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, l’analyseur a subitement indiqué des valeurs nettement supérieures de l’ordre de 200 à 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (fig. 5.15). Comme ces mesures constituaient le premier essai de mesure avec un analyseur portable, ces fortes variations ne furent pas immédiatement correctement interprétées croyant tout d’abord à une défaillance de l’appareil. Cependant dès lors que l’analyseur s’éloignait d’un groupe d’arbustes de type méditerranéen exposé en plein soleil, alors les concentrations d’ozone rejoignaient le niveau moyen observé partout ailleurs. Il semblerait donc que dans un rayon de seulement 2 ou 3 mètres l’influence des composés organiques volatils biogéniques émis par ce type de végétation soit responsable de la forte hausse des teneurs d’ozone mesurées.

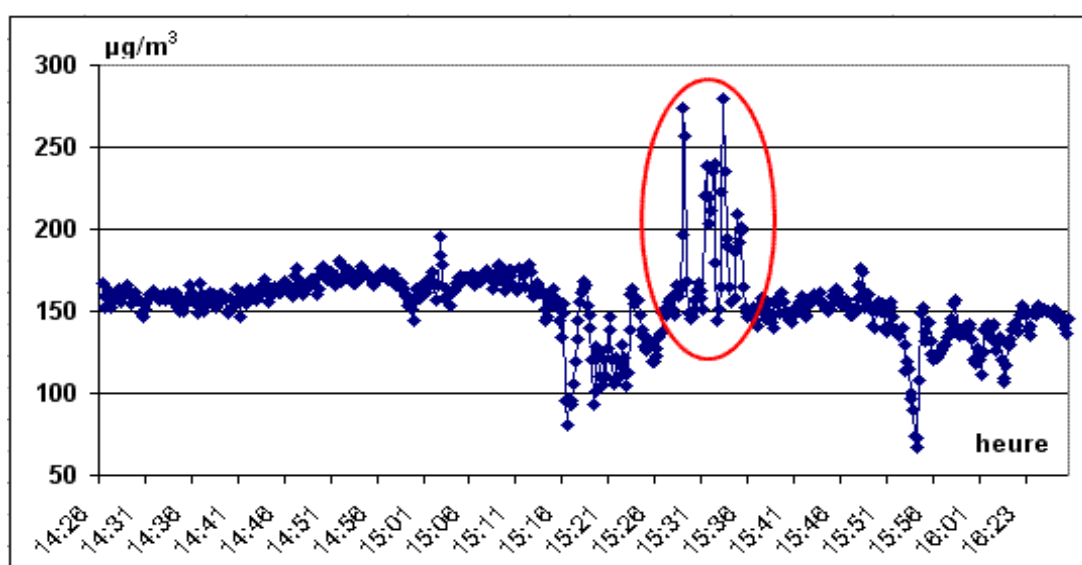


Figure 5.15 Mesures itinérantes d’ozone le 26 juillet 2006 dans les environs de Saint-Jean Cap Ferrat (pas de mesure de 10 secondes). Le cercle rouge correspond aux concentrations d’ozone probablement faussées par la présence de composés organiques volatils d’origine biogénique.

Ainsi l’ozone est fortement influencé par des facteurs à micro-échelle. La hauteur sur sol de la mesure importe peu à partir de quelques dizaines de centimètres d’élévation. Par précaution l’intégralité des mesures fixes ou mobiles a été effectuée à un mètre ou plus de hauteur. De même une grande prudence a été adoptée à l’égard des parois parfois inévitables sur les routes de montagne par exemple ; leur proximité a fait l’objet d’une mention lors de chaque cas. Enfin dès l’affichage de concentrations nettement supérieures au niveau ambiant au cours des mesures, la recherche de facteurs explicatifs tels que la présence de végétaux de type méditerranéen (émetteurs de terpènes et d’isoprène), de camions/camionnettes ou bus (émetteurs de grandes quantités de particules au départ d’un feu tricolore ou lors d’une forte accélération), et de cyclomoteurs équipés de moteurs thermiques deux temps (émetteurs de benzène et d’autres composés organiques volatils) est entreprise.

Les trois premières parties de ce chapitre ont permis de valider la précision et la fiabilité du matériel utilisé pour les mesures d’ozone et de mieux appréhender la forte variabilité spatiale et temporelle de ce polluant à fine et même à très fine échelle. Maintenant que ces bases indispensables à l’établissement d’une démarche de mesure la plus rigoureuse possible sont posées, les mesures itinérantes d’ozone dans le département des Alpes-Maritimes sont réalisables.

V.4 – MESURES ITINERANTES D’OZONE.

La littérature scientifique est peu abondante sur les mesures itinérantes de polluants atmosphériques. Seuls quelques lourds programmes de recherche ont permis de mieux caractériser la variabilité spatiale de l’ozone en milieu littoral montagneux de type méditerranéen ; ils se sont déroulés dans les régions d’Athènes, de Barcelone, de Marseille ou encore de Los Angeles. L’objectif de chaque campagne de mesures itinérantes est de capter la variation des concentrations d’ozone dans l’espace et non les variations temporelles induites par le cycle diurne de ce polluant. Ainsi chaque expérience doit être la plus courte possible afin de limiter l’impact du temps sur la variabilité de l’ozone. Pendant trois saisons photochimiques les Alpes-Maritimes ont servi de laboratoire d’étude : une grande quantité de campagnes de mesures ont été effectuées à méso-échelle et plus localement dans la commune de Nice et dans ses environs. Toutefois la caractérisation des disparités spatiales de l’ozone dans l’agglomération niçoise a nécessité une phase de test en raison des très nombreux facteurs régissant les concentrations d’ozone en milieu urbain et périurbain. L’ensemble des résultats concernant cet espace fera l’objet du chapitre suivant.

V.4.1 – Impact de la dynamique de la couche limite atmosphérique sur la pollution par l’ozone en milieu littoral montagneux.

La synthèse qui suit s’applique principalement aux espaces méditerranéens (exemples d’Athènes et de Barcelone) bien que certaines constatations et conclusions soient issues de recherches menées dans la région de Los Angeles, exemple mondial de pollution par l’ozone. Comme le climat n’est pas très différent à cette latitude sur la côte ouest américaine, l’évolution du comportement de la basse atmosphère et des polluants est largement comparable à celle du domaine méditerranéen proprement dit. De plus le contexte météorologique dans lequel se produisent les épisodes de pollution est le même dans ces lieux éloignés : un anticyclone subtropical provoque une forte subsidence de l’air. Celle-ci favorise l’accumulation des polluants qui ne sont pas correctement dispersés par les brises thermiques. Le fort rayonnement solaire en période estivale favorise les réactions photochimiques. A ces

caractéristiques météorologiques propices à la pollution par l’ozone s’ajoutent des conditions topographiques bien particulières. En effet le bassin méditerranéen est entouré de montagnes (sauf la Libye et l’Egypte). Les zones côtières sont donc littorales montagneuses. Les conséquences en terme d’écoulement des flux thermiques sont prépondérantes sur la qualité de l’air. La même remarque est valable pour la région de Los Angeles entourée par une barrière montagneuse à moins de 100 kilomètres de la ligne de côte.

V.4.1.1 – Le cas de la région de Barcelone.

Les conclusions rapportées ici proviennent toutes de programmes de recherche de grande envergure regroupant une multitude d’équipes scientifiques dans chaque cas. Dans l’est de la péninsule ibérique plusieurs projets ont favorisé une meilleure compréhension des processus responsables des variations spatio-temporelles de la pollution photochimique ; il s’agit des projet européens MECAPIP (Meso-meteorological Cycles of Air Pollution in the Iberian Peninsula 1988-1991), RECAPMA (Regional of Air Pollutants in the Western Mediterranean Area 1990-1992), SECAP (South European Cycles of Air Pollution) et BEMA (Biogenic Emissions in the Mediterranean Area 1993-1998). Enfin pour la région de Los Angeles ce sont les projets SCAQS (Southern California Air Quality Study, Août 1987) et SCOS97-NARSTO (South California Ozone Study – North American Research Strategy for Tropospheric Ozone 1997) (Gong, 2000) qui servent de support aux hypothèses avancées.

A l’origine de la mauvaise dispersion des polluants primaires et secondaires, les brises thermiques constituent le mécanisme central des épisodes de pollution de l’air en région littorale montagneuse. La brise de mer combinée aux brises de versant crée une recirculation d’air le long des côtes dans l’ouest du bassin méditerranéen. Sous de fortes insulations ces recirculations deviennent de « grands réacteurs naturels photochimiques » (Millan et al., 2002) où la plupart des oxyde d’azote et autres polluants sont transformés en polluants secondaires comme l’ozone. En effet, les face sud et est des versants sont déjà surchauffées en tout début d’après-midi ce qui permet le développement de brises de versant vigoureuses aspirant la brise de mer ; les termes de « cheminées orographiques » sont évoqués. Ceci permet l’injection de polluants de surface en altitude. Hors de la couche limite atmosphérique ces polluants sont pris dans le flux de retour de la brise (qui n’est pas nécessairement de direction opposée au flux de surface) et sont advectés au dessus de la mer. Ici, une forte subsidence due à l’anticyclone permet la création d’un empilement de couches stratifiées (Millan et al., 1992, 1996). Le lendemain lorsque la brise de mer se lève, elle ramène sur terre les polluants émis ou produit la veille sur la côte. Cette boucle peut recirculer les mêmes polluants pendant deux à trois jours (Millan, 1992).

Ainsi durant le projet RECAPMA, des profils verticaux de concentrations d’ozone entre l’île de Majorque et la côte est espagnole ont mis en évidence des valeurs de plus de 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d’ozone à 3500 mètres d’altitude. Or à ce niveau des vitesses de subsidence de l’air de 20 à 25 cm/s étaient enregistrées et de 3 à 5 cm/s dans les plus basses couches (100 à 200 m); en 3 à 4 heures une subsidence de 1500 mètres est donc possible au dessus de la mer. Un brassage minutieux des polluants s’effectue dans la couche limite atmosphérique marine ; les concentrations d’ozone alors mesurées sur les sites littoraux durant la période de brise de mer sont relativement constantes. Apparemment les plus fortes valeurs se produiraient aux pieds des versants et sur les versants alors que des rotors provoqueraient une accumulation locale de polluants. A Los Angeles durant des simulations (27-28 août 1987) des concentrations de l’ordre de 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été atteintes en contrebas du sommet du mont Gabriel (Lu, 1996). Des injections d’ozone sont faites à différentes altitudes tout au long de la progression des masses d’air sur les versants et permettent la constitution de multiples réservoirs d’ozone.

Ceux-ci sont rabattus au sol au matin lors de la destruction de l’inversion thermique et sont à l’origine de bref pics au sol.

V.4.1.2 – Le cas de la région d’Athènes.

Athènes est considérée comme étant un exemple international d’intense pollution photochimique de l’air. Cette cité grecque, une des plus grandes villes du bassin méditerranéen (4 millions d’habitants), se situe dans une plaine entourée d’une topographie complexe. Les 450 km² de bassin sont cernés par des montagnes à 75 %, celles-ci s’élevant de 1050 à 1400 m d’altitude. Enfin cette ville se situe en bord de mer, et de ce fait la ventilation de la région est guidée par ce caractère littoral montagneux. Durant l’été 1994, l’expérience MECAPHOT-TRACE (campagne méditerranéenne de traceurs photochimiques – transport et évolution chimique) s’est déroulée dans l’aire métropolitaine d’Athènes du 20 août au 20 septembre (Kalabokas, 1998). Cette campagne de mesures a rassemblé 16 équipes scientifiques de différents pays d’Europe. Le but était d’identifier et de quantifier les processus atmosphériques responsables d’épisodes de smog photochimique dans cette ville (Ziomas, 1998). Pour cela d’importants moyens ont été déployés tels que des avions mesurant des variables climatiques et les concentrations de polluants à différentes altitudes, un large réseau de mesures météorologiques et de mesures de polluants au sol, des lidars, etc. Cette campagne de mesures est la première du genre en Europe et peut être comparée à l’expérience ESCOMPTE dans la région marseillaise en juin-juillet 2001 (Durand, 2004).

Au début de l’été 1994 une première campagne aéroportée durant une période de pollution par l’ozone intense a été menée du 6 au 8 juillet (Peleg et al., 1997). Des conditions de ventilation faibles dominées par un régime thermique et un rayonnement solaire puissant sont bien entendu les catalyseurs d’une forte accumulation d’ozone. Le 6 juillet des concentrations de 240 µg/m³ sont enregistrées au pied des montagnes au nord du bassin athénien à près de 1000 m d’altitude. Les deux jours qui suivirent seront marqués par des niveaux d’ozone spatialement plus homogènes et atteignant les mêmes valeurs. Les mesures aéroportées ont montré de très fortes concentrations vers 700 m d’altitude (jusqu’à 300 µg/m³) et également des teneurs encore remarquables vers 2000 m (180 µg/m³).

L’expérience MEDCAPHTO-TRACE a permis de mettre en valeur le rôle prépondérant de la topographie du site sur la qualité de l’air, générant et influençant les écoulements thermiques et les processus convectifs. La brise de mer s’installe véritablement en fin de matinée sur le bassin d’Athènes après une stagnation de l’air permettant l’accumulation des précurseurs de l’ozone. Cette brise est peu épaisse (600 m) et la couche de mélange au dessus de la ville est peu profonde également, de l’ordre de quelques centaines de mètres (Melas, 1998). Il apparaît aussi que durant les épisodes de pollution intense les concentrations d’ozone sont réparties de manière hétérogènes. Une grande variabilité des teneurs est enregistrée de la mer (île d’Egine) aux pieds des montagnes (mont Pendeli) à 600 m d’altitude en passant par le bassin athénien. Ceci est vrai pour les valeurs au sol et celles dans la couche limite atmosphérique : de 150 µg/m³ en mer de 0 à 2000 m d’altitude on passe à 400 µg/m³ sur les contreforts des monts au niveau du sol et à 200 µg/m³ à 2000 m d’altitude en ces mêmes lieux. Ce très fort taux à 1500 m au dessus du sol semblent s’expliquer par la convergence de flux entre deux vallées (existence de deux systèmes de brises : une dans le bassin d’Athènes et une autre dans la plaine de Mesogia) qui provoquerait une forte ascendance de l’air, aidée par les brises de versant, entre le mont Pendeli et le mont Parnitha. Cette injection d’ozone dans la troposphère libre contribuerait alors au transport longue distance d’ozone (Klemm et al., 1998).

V.4.2 – Campagnes de mesures d’ozone à méso-échelle.

Entre août 2006 et juin 2008 onze mesures itinérantes à méso-échelle ont été réalisées dans le département. Ce faible nombre s’explique par le fait que la saison 2007 a intégralement été consacrée à l’étude de la pollution par l’ozone à Nice et dans ses environs, mais également par le manque de situations propices à des épisodes de pollution photochimiques ; depuis juillet 2006 la région PACA n’a pas connu de vague d’ozone de grande ampleur. Les Alpes-Maritimes s’étendant sur près de 4300 km², les campagnes de terrain n’ont évidemment pas couvert l’intégralité du territoire. En effet certaines zones, en fonction à la fois de l’expérience du terrain et des modélisations d’AtmoPACA, ont été prospectées à plusieurs reprises. Le département comptant moins de dix analyseurs d’ozone fixes, certaines portions de l’espace sont ainsi mal informées et méritaient une attention particulière. De ce fait trois campagnes de mesures ont concerné le nord, quatre autres l’est et enfin quatre autres l’ouest des Alpes-Maritimes. Le moyen de déplacement utilisé pour ces distances fut une voiture en installant l’analyseur d’ozone (couplé à un GPS) sur le siège avant passager ; la tête de prélèvement d’air, reliée à l’appareil par un tube en téflon, était calée à l’aide de la vitre, se détachant ainsi de 20 à 30 cm du reste de la voiture. Les vitesses suivies, par précaution, pour ces expériences ne dépassaient pas les 60 à 70 km/h afin de ne pas priver l’analyseur d’air (la pompe à air pouvant ne pas être assez puissante pour absorber l’air à plus haute vitesse).

V.4.2.1 – Mesures d’ozone dans le nord des Alpes-Maritimes.

Cette portion du département est intégralement montagneuse. Trois vallées connectent le nord au sud du territoire (celle du Var, de la Tinée et de la Vésubie, cf. fig. 2.1). Seulement deux analyseurs fixes positionnés au Cians et à l’Adréchas informent ces espaces fortement contrastés d’un point de vue topographique. Au cours des périodes de beau temps marquées par un fort ensoleillement favorables à la production d’ozone, les brises de vallées et de montagne régissent le déplacement des masses d’air dans cet espace.

En effet le 10 août 2006 (jeudi), alors que la situation synoptique est caractérisée par une faible dépression centrée sur la mer du Nord et qu’un flux de NW concerne donc la majorité du territoire français, le temps dans les Alpes-Maritimes est calme et ensoleillé (annexe V.b). Les brises thermiques s’expriment sur le littoral mais également près de la frontière italienne à Isola 2000 où des mesures aérologiques à l’aide de ballons équilibrés ont permis d’identifier des brises de vallées. Pendant ces mesures les concentrations d’ozone demeuraient très stables à 115 µg/m³ en moyenne (fig. 5.16).

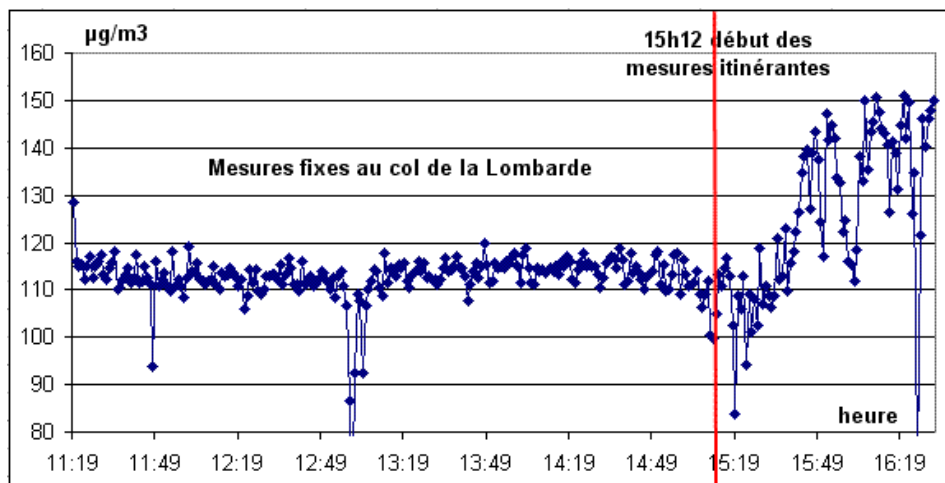


Figure 5.16 Concentrations d’ozone au col de la Lombarde et dans la vallée de la Tinée le 10 août 2006.

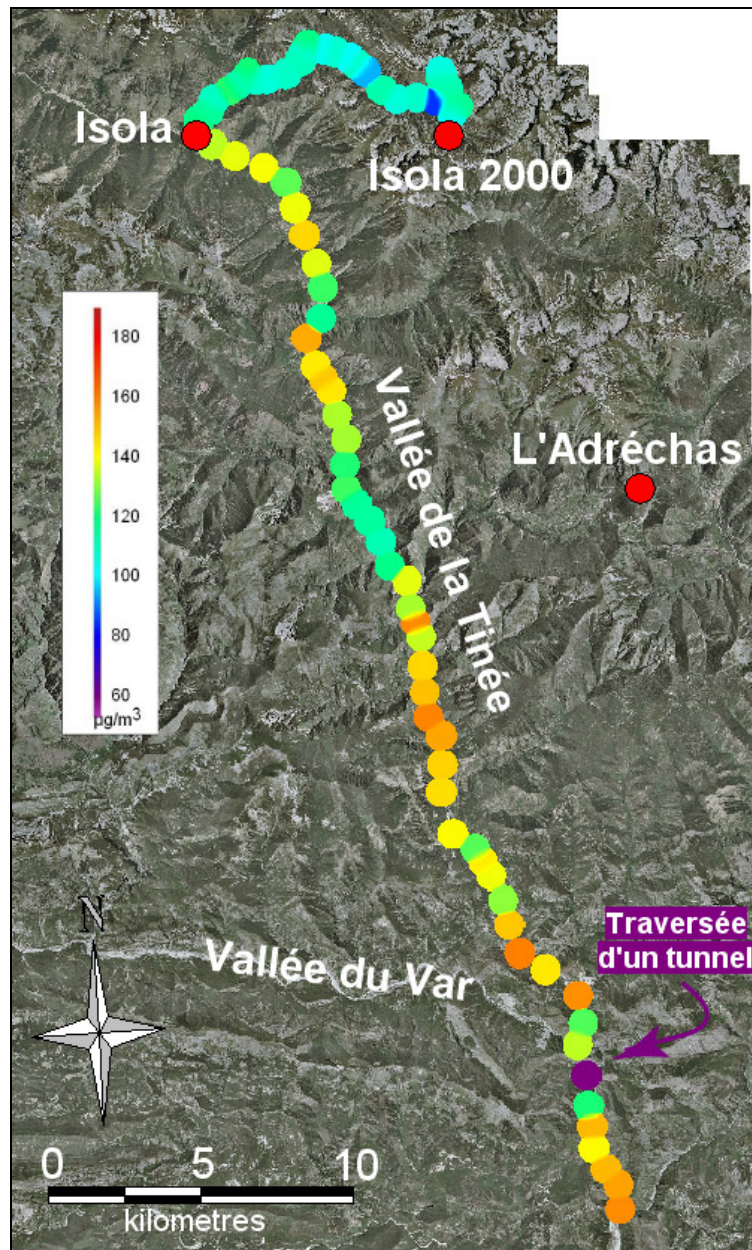


Figure 5.17 Mesures itinérantes d’ozone dans la vallée de la Tinée le 10 août 2006 entre 15h12 et 16h31 (heure locale) avec un pas de mesure d’une minute.

Alors que les concentrations d’ozone étaient faibles dans les environs d’Isola 2000 et jusqu’à Isola (à 800 m d’altitude), la vallée de la Tinée a connu de plus fortes valeurs aux alentours de 140 à 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lorsque les émissions des voitures, nombreuses sur cet axe de communication, n’affectaient pas l’ozone (fig. 5.17). Entre 15h et 17h la brise de vallée remontant la vallée de la Tinée soufflait vigoureusement. La masse d’air plus chargée en ozone que celle présente dans le nord du département était donc advectée depuis le sud, espace au relief moins contrasté et milieu plus urbanisé. Le profil journalier d’ozone à L’Adréchas indique une forte hausse entre 15h et 17h (annexe V.c), aux instants mêmes où les niveaux d’ozone étaient en augmentation dans la vallée de la Tinée. Cette campagne de mesures apporte donc une preuve sur l’origine des forts niveaux d’ozone parfois constatés dans l’arrière-pays du département. Les brises thermiques en provenance du sud des Alpes-Maritimes advectent de l’ozone créé en dehors de cet espace montagneux : les concentrations enregistrées à Nice aéroport montrent une pollution importante par l’ozone en mer avec des valeurs supérieures à 170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (annexe V.c). A noter que ces niveaux d’ozone sont

relativement élevés par rapport à la situation synoptique, ce qui prouve une fois de plus l’influence de facteurs multi-échelles sur la pollution photochimique.

La seconde campagne de mesures effectuée dans le nord du département eut lieu le 29 juin 2008 (dimanche). De plus grande ampleur spatiale, elle partit du littoral pour rejoindre la vallée de la Vésubie en passant par Levens. A environ 15 kilomètres de l’Adréchas un changement de direction est opéré pour atteindre le col de Turini à 1607 m d’altitude. La ligne de crête est empruntée jusqu’à Peïra-Cava puis une descente rapide est amorcée vers Lucéram dans la vallée du Paillon. Celle-ci permet de rejoindre le point de départ après 3 heures de mesures (fig. 5.18).

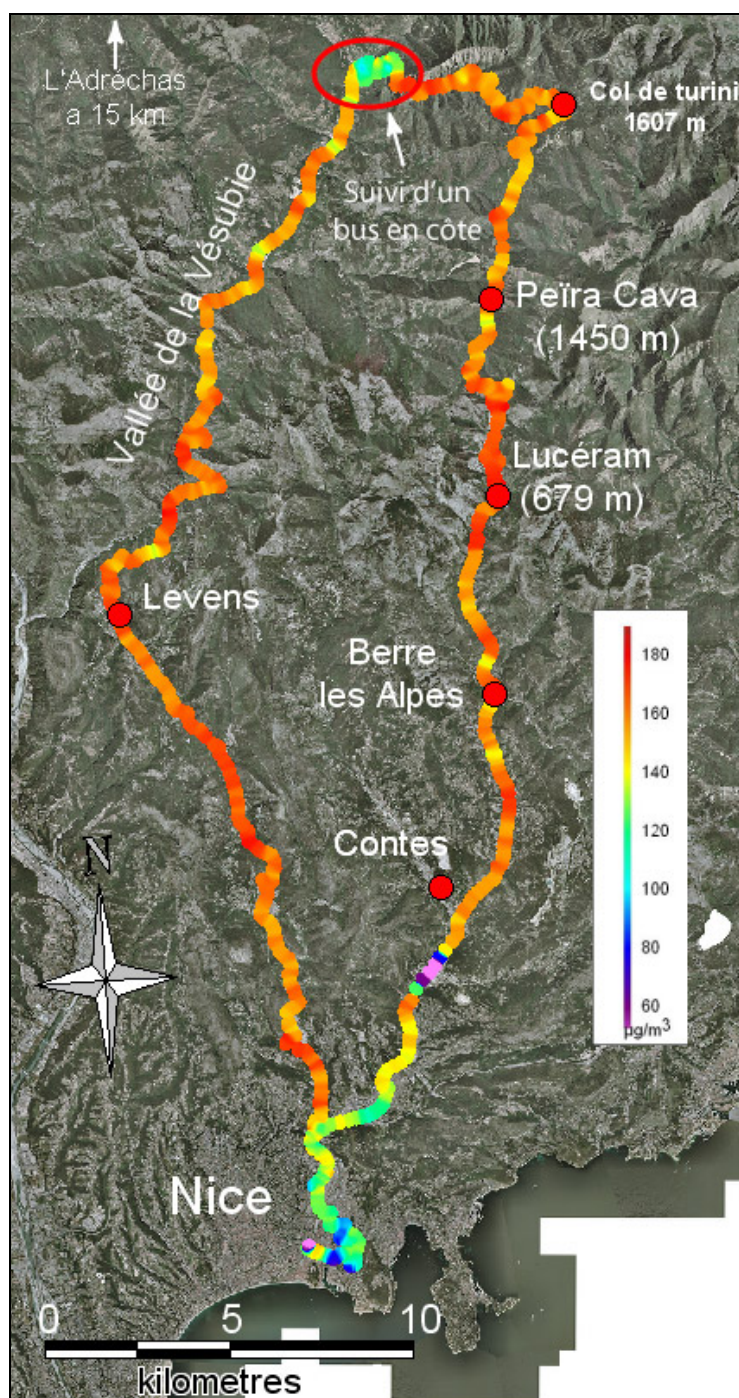


Figure 5.18 Mesures itinérantes d’ozone du littoral au col de Turini en suivant la vallée de la Vésubie puis celle du Paillon le 29 juin 2008 entre 15h et 18h (heure locale) avec un pas de mesure de 10 secondes.

La situation météorologique était caractérisée par de forts géopotentiels à 500hPa (plus de 5800 m d’altitude), une brise de mer de S à 3-4 m/s à Nice-aéroport et une température de 27°C (annexe V.d). Depuis près de dix jours la configuration synoptique était favorable à un épisode de pollution photochimique. Dès 13h de fortes concentrations d’ozone étaient enregistrées à Nice Botanique avec 180 à 185 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jusqu’à 15h où une légère baisse s’est amorcée. Dans la station de Contes, plus proche des espaces prospectés, les valeurs ont été comprises entre 140 et 155 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de 13h à 19h. Enfin à l’Adréchas les niveaux d’ozone sont restés plus faibles de 14h à 20h à 125-135 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il semblerait que d’importants développements cumuliformes sur le nord-ouest du département, provoquant un orage, soient responsables de ces teneurs moins élevées.

Excepté en milieu urbain dans Nice et dans les petites communes limitrophes, les concentrations d’ozone se sont situées autour de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (annexe V.e). La cause des plus faibles valeurs près du littoral est seulement induite par un trafic routier beaucoup plus dense sur les voies empruntées pour effectuer les mesures. Ces valeurs sont uniquement représentatives des axes de circulation et ne sont en aucun cas un indicateur du niveau ambiant affectant les zones littorales. A l’extrême nord du circuit suivi pour cette campagne de mesures, les premiers kilomètres de montée vers le col de Turini ont malheureusement été parcourus derrière un bus émetteur de monoxyde d’azote ; ceci explique la tâche bleu-vert visible sur la figure 5.17. Ces valeurs de 80 à 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont le résultat de la pollution primaire subie au contact du bus. Par ailleurs la traversée d’un tunnel au sud de Contes a également affecté les niveaux d’ozone (chute à 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Pendant toute la mesure le vent a été présent avec de nombreux effets venturi dans les vallées et notamment dans les gorges de la Vésubie juste après Levens. Ces brises de vallées advectaient donc une masse d’air en provenance du sud. Aucune disparité spatiale provoquée par un autre facteur que la destruction d’ozone par le monoxyde d’azote n’est observable. La vigueur des brises a probablement permis d’homogénéiser les concentrations d’ozone. Entre Peïra-Cava et Lucéram, la forte dénivellation sur quelques kilomètres n’a fait apparaître aucune variation notable.

Enfin le 29 août 2008 une troisième campagne de mesures est effectuée dans l’arrière-pays montagneux des Alpes-Maritimes. Empruntant le même itinéraire qu’au cours du 29 juin jusque dans la vallée de la Vésubie, les mesures se poursuivent vers Saint-Martin-Vésubie puis vers l’Adréchas avant de rejoindre la vallée de la Tinée pour retourner à Nice (fig. 5.19). Depuis le 26 août une dorsale anticyclonique recouvrait l’ouest de l’Europe (annexe V.f). Localement les conditions météorologiques calmes et ensoleillées étaient propices à une dégradation de la qualité de l’air. Deux aspects sont venus entacher ces mesures à méso-échelle : la forte influence d’un bus en début de parcours jusqu’à Levens et la chute continue des concentrations d’ozone dès le début d’après-midi sur le littoral. Cependant la situation photochimique s’est avérée plus stable dans les espaces prospectés (annexe V.g).

Cette campagne de terrain a de nouveau permis de constater la présence d’importantes quantités d’ozone dans la partie nord du département. Globalement les teneurs d’ozone étaient comprises entre 150 et 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les vallées de la Tinée et de la Vésubie lorsqu’aucun véhicule polluant ne détruisait une part d’ozone. Tout au long de l’expérience les brises de vallées régissaient le déplacement de la masse d’air qui provenait ainsi du sud des Alpes-Maritimes. Des mesures d’ozone fixes menées à Isola 2000, à proximité immédiate de la frontière franco-italienne (cf. fig. 5.17), durant la même journée, font observer des teneurs comparables (fig. 5.20). Le niveau d’équilibre atteint en toute fin d’après-midi, vers 18h, suggère aussi une advection d’air pollué depuis le sud du département exposé à un régime de brise généralisé.

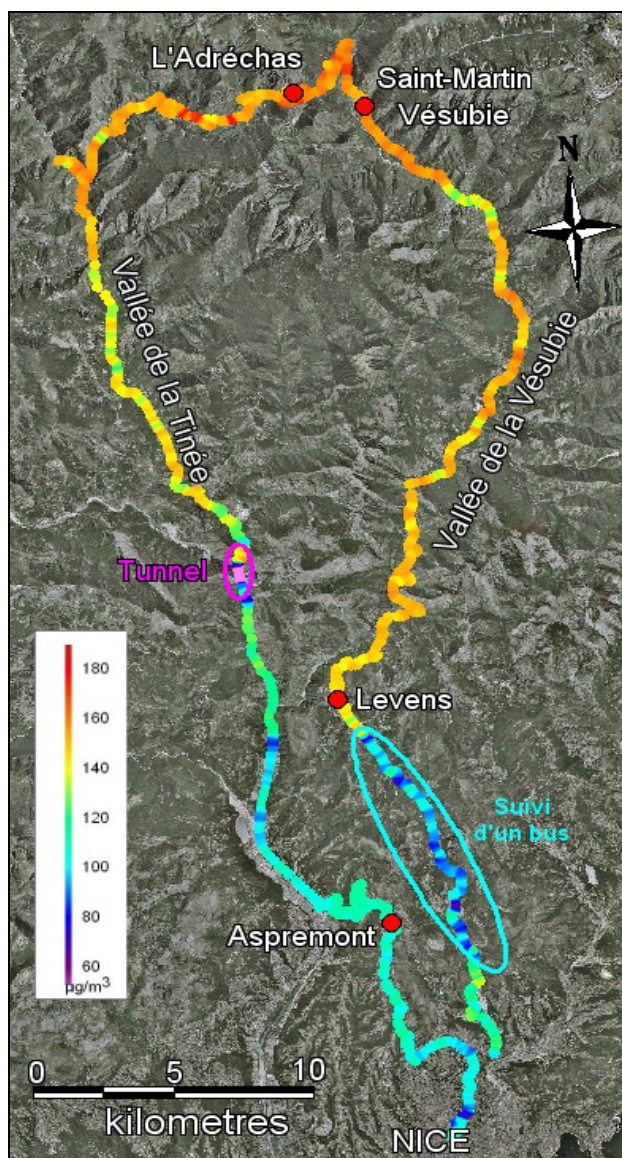


Figure 5.19 Mesures itinérantes d’ozone du littoral à l’Adréchas en suivant la vallée de la Vésubie puis celle de la Tinée le 29 août 2008 entre 15h et 18h (heure locale) avec un pas de mesure de 10 secondes.

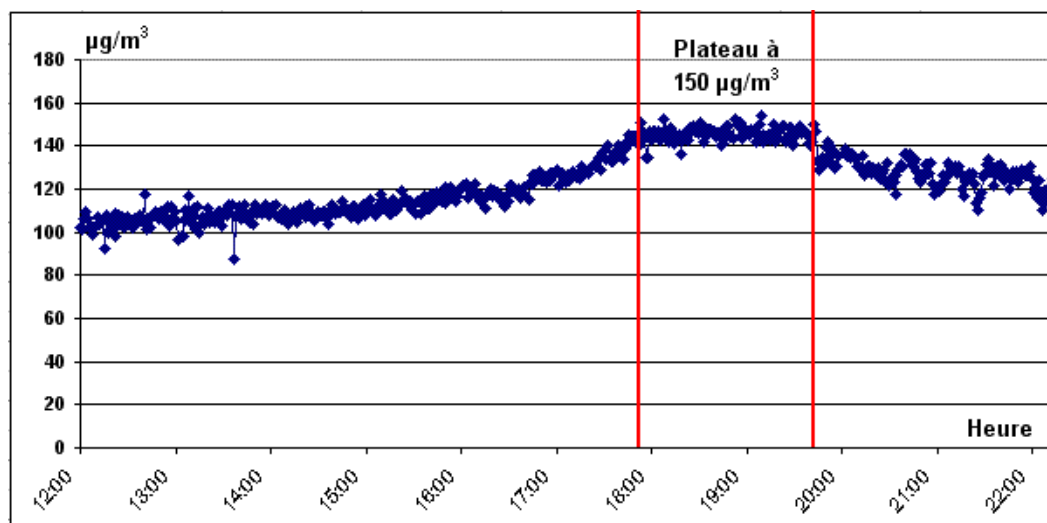


Figure 5.20 Mesures des concentrations moyenne d’ozone sur une minute à Isola 2000 le 29 août 2008.

Ainsi ces trois campagnes de mesures aboutissant à une coupe nord-sud ont chacune identifié d’importantes quantités d’ozone le long des vallées de la Tinée et de la Vésubie alors que les brises thermiques montantes étaient installées. Ils semblerait donc qu’une advection de masses d’air polluées présentes plus au sud du département soit fréquente via un régime de brises. La localisation trop lointaine des stations d’ozone du Cians et de l’Adréchas ne permet pas toujours d’observer ce transfert en raison notamment de développement orageux (comme le 29 juin 2008) perturbant le régime de brise dans le nord des Alpes-Maritimes. Si ces mesures indiquent que des masses d’air polluées par l’ozone sont advectées depuis le sud du département, elles ne dévoilent pas l’origine de cette pollution ; la partie sud du territoire mérite donc une attention particulière.

V.4.2.2 – Mesures d’ozone dans le sud-est des Alpes-Maritimes.

Quatre campagnes de mesures ont eu lieu dans cette portion du département (26-27 avril et 3-4 mai 2008). Elles se sont étendues de l’extrémité est de Nice au Mont Agel (1148 m) surplombant Monaco et à la commune de Peille un peu plus au nord. La topographie très escarpée du parcours (composée de falaises plongeant directement en mer) donnait un intérêt quant à l’exposition à la pollution par l’ozone dont les fortes quantités modélisées sur la mer par la plateforme AIRES (cf. VII) intriguaient (plateforme inter-régionale de simulation et de prévision de la qualité de l’air). En plus d’étudier la pénétration dans les terres de la masse d’air maritime éventuellement chargée d’ozone, les forts dénivelés offerts par la topographie permettent des semblants de sondages verticaux.

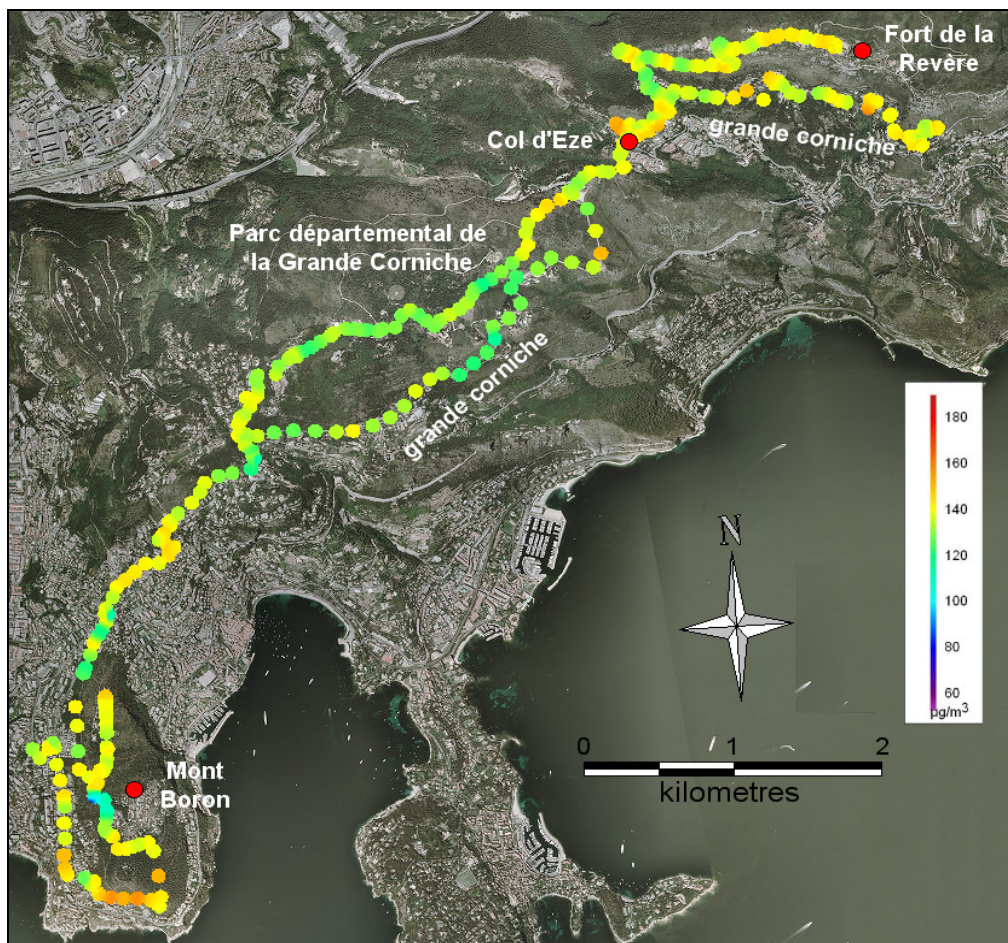


Figure 5.21 Mesures itinérantes d’ozone le 27 avril 2008 entre 15h15 et 16h20 (heure locale) de Nice est au fort de la Revère (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.

Les journées du 26 et 27 avril 2008 sont relativement comparables et par conséquent seule la seconde est illustrée dans ce paragraphe (fig. 5.21, pour le 26 avril voir l’annexe V.h). La situation synoptique marquée par une dorsale anticyclonique s’étendant de la péninsule ibérique à la Scandinavie offre une période de beau temps propice à la pollution de l’air dans la sud-est de la France. Seul un léger voile de cirrus affecte l’ensoleillement (4/8). Le vent d’E à 4-5 m/s du samedi 26 avril fait place à une brise de mer de S à 3 m/s le dimanche 27 avril. Aucun espace traversé pendant les mesures n’était à l’abri de ce flux marin. Les températures maximales durant ces deux journées s’établirent à 18-19°C à Nice aéroport (annexe V.i). Le départ se fit de Nice est près du Mont Boron à 15h15 ; en veillant à emprunter des routes sans trafic dense, la grande corniche fut suivie jusqu’au col d’Eze à 507 m puis sur une portion fermée à la circulation (sauf aux riverains) pour raison de route coupée par des éboulements. Au retour un passage par le fort de la Revère permit de prendre un peu plus de hauteur. Enfin après le col d’Eze, la route cheminant au sein du parc départemental de la Grande Corniche fut empruntée pour se démarquer encore plus du trafic. A 16h20 après une boucle effectuée au Mont Boron les mesures prirent fin.

En moyenne les concentrations d’ozone mesurées se sont élevées à 135-140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Seules les émissions de polluants primaires sont venues ponctuellement remettre en cause la stabilité spatiale des valeurs observées. L’unique disparité s’est rencontrée lors de la traversée du parc départemental où la présence d’arbres de part et d’autre de la route nuisait au renouvellement de la masse d’air par effet d’abri : les concentrations d’ozone ont légèrement baissé de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans le même temps les valeurs enregistrées dans les stations fixes d’AtmoPACA les plus proches sont très stables et concordantes avec les données récoltées : à Nice botanique des teneurs de 135 à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont relevées entre 15h et 16h30 et à Contes les 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont atteints pendant cette période. La veille le comportement spatial de l’ozone fut identique avec seulement 5 à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de moins. Ainsi durant ces deux journées de la fin du mois d’avril 2008, le flux de surface d’E à S soufflant à moins de 5 m/s (à Nice aéroport) advectait une masse d’air d’origine maritime chargée en ozone.

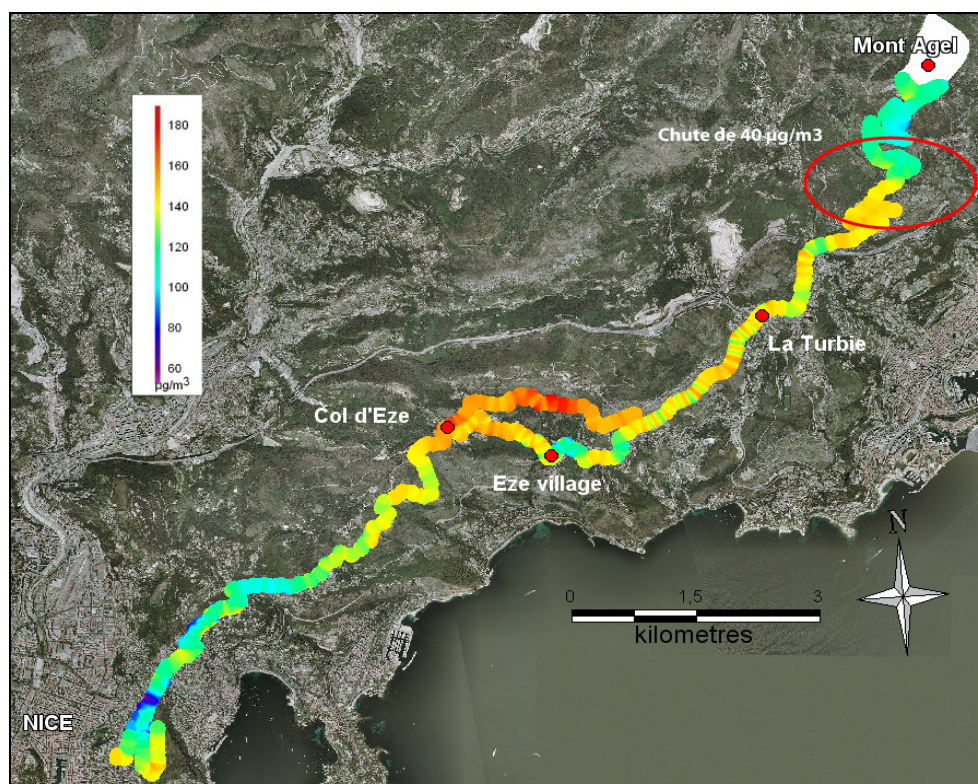


Figure 5.22 Mesures itinérantes d’ozone le 3 mai 2008 entre 15h40 et 17h15 (heure locale) de Nice est au Mont Agel (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.

Les deux autres campagnes de mesures concernant le sud-est des Alpes-Maritimes ont couvert une superficie un peu plus vaste : le 3 mai (samedi) les concentrations d’ozone ont été enregistrées de Nice jusqu’au sommet du Mont Agel et le 4 mai (dimanche) le parcours suivi fut le même que la veille, avec en plus un détour dans l’intérieur des terres jusqu’à Peille et dans la vallée du Paillon (fig. 5.22 et 5.24). Durant ces deux jours et comme pour les 26 et 27 avril la grande corniche après le col d’Eze était fermée à la circulation ce qui permit de mesurer l’ozone sans contraintes et sans perturbations induites par le trafic routier.

Ni la configuration synoptique ni les conditions météorologiques locales n’évoluèrent guère durant ces deux journées. Une dorsale anticyclonique installée de l’est de la péninsule ibérique à la mer du Nord depuis le 2 mai entraîna un temps ensoleillé et calme ; le vent fut même très faible le samedi où les 2 m/s n’étaient pas dépassés à Nice aéroport tandis que sur le parcours de mesures aucun mouvement d’air n’était détectable (mer d’huile, drapeaux immobiles). Le lendemain les conditions de brassage de l’air s’améliorèrent avec des vitesses de l’ordre de 3 m/s à l’embouchure de la vallée du Var et une ambiance moins inerte sur le parcours de mesures (annexe V.j). Cette différence d’intensité de ventilation est probablement à l’origine des disparités spatiales enregistrées entre le 3 et le 4 mai.

A ce titre le 3 mai présenta une très grande variabilité spatiale dans la distribution des concentrations d’ozone. Jusqu’à quelques kilomètres du col d’Eze quelques voitures perturbèrent la mesure mais peu à peu la circulation devint très faible et les valeurs d’ozone augmentèrent progressivement. Cheminant sur la portion fermée de la grande corniche, les teneurs les plus fortes de la campagne de mesures furent enregistrées entre 160 et 170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Après avoir fait demi-tour pour rejoindre le col d’Eze, une descente s’amorça vers Eze village (400 m) où les concentrations faiblirent en raison de la hausse du trafic. Par la suite la commune de La Turbie (500m) fut traversée avant de débiter l’ascension vers le Mont Agel.

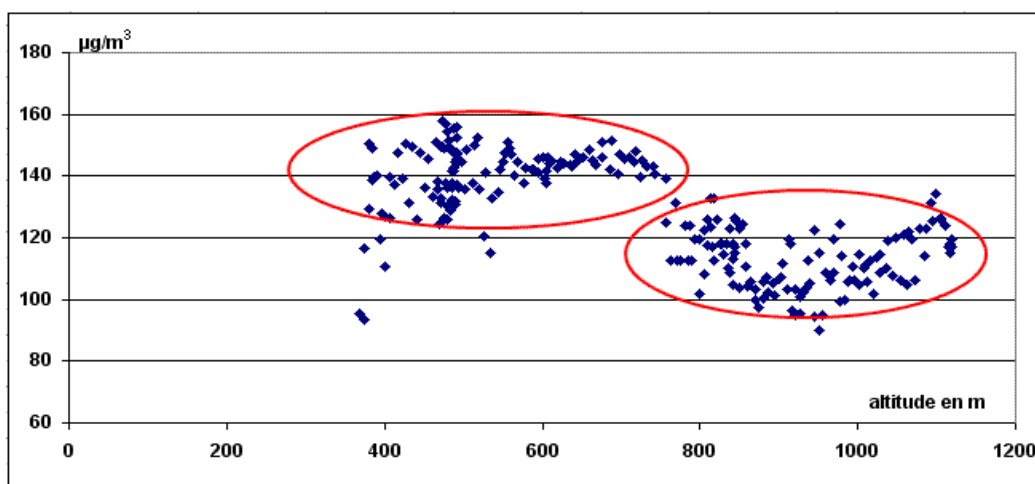


Figure 5.23 Distribution des concentrations d’ozone en fonction de l’altitude pendant l’aller retour entre Eze-village et le Mont Agel le 3 mai 2008.

C’est au cours de cette montée que le phénomène majeur de cette mesure d’ozone itinérante fut observé. En effet alors que les concentrations moyennes se situaient aux environs des 140 à 145 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ depuis La Turbie, elles baissèrent de manière spectaculaire vers 750 mètres d’altitude pour s’établirent à 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne jusqu’au sommet. Lors de la descente, et à la même altitude les valeurs d’ozone remontèrent à 140 à 145 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. L’étude de la distribution des concentrations d’ozone en fonction de l’altitude entre le village d’Eze et le sommet du Mont Agel montre nettement deux populations de valeurs (fig. 5.23). Hormis quelques faibles concentrations à moins de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ probablement induites par des émissions de monoxyde d’azote, la masse d’air inférieure à 750 m présentait des teneurs d’ozone supérieures de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aux valeurs rencontrées dans la masse d’air au dessus de 750

m. Alors que la présence d’une dorsale anticyclonique induisait une subsidence de l’air et que les vitesses de vent quasi-nulles ne permettaient pas de brassage dans les basses couches de la troposphère, il semblerait qu’une stratification verticale de l’ozone se soit produite. Une couche d’air « propre » surmontait une couche d’air polluée par l’ozone. Il est à noter que pour les altitudes les plus élevées (supérieures à 1000 m), les concentrations semblaient à nouveau augmenter ; une autre couche polluée était-elle présente au dessus ? Identifié dans une zone très proche du littoral, ce constat rappelle les conclusions issues de la littérature sur la stratification des masses d’air dans la région de Barcelone notamment.

La journée du 4 mai, légèrement plus ventilée, ne présentait pas une telle structure spatiale. Au contraire les concentrations d’ozone se montrèrent bien plus homogènes dans l’espace excepté les chutes ponctuelles provoquées par le trafic routier (fig. 5.24). Le circuit suivi fut le même que la veille mais avant de repasser à La Turbie après la descente depuis le Mont Agel, un changement de direction s’opéra vers le nord pour rejoindre Peille puis la vallée du Paillon. Le niveau de fond s’établit en moyenne à $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant ces mesures. Quelques kilomètres en amont de Drap les concentrations furent plus faibles. Cette tendance se confirma et s’amplifia jusqu’à Nice. Malheureusement l’axe de communication emprunté, même en ce dimanche, comptait un certain nombre de véhicules à moteur dont les émissions détruisaient l’ozone. Ainsi le signal mesuré depuis Drap n’est représentatif que de la route empruntée. Les concentrations d’ozone dans les stations fixes d’AtmoPACA ont été stables pendant les mesures lors de ces deux journées (annexe V.k).

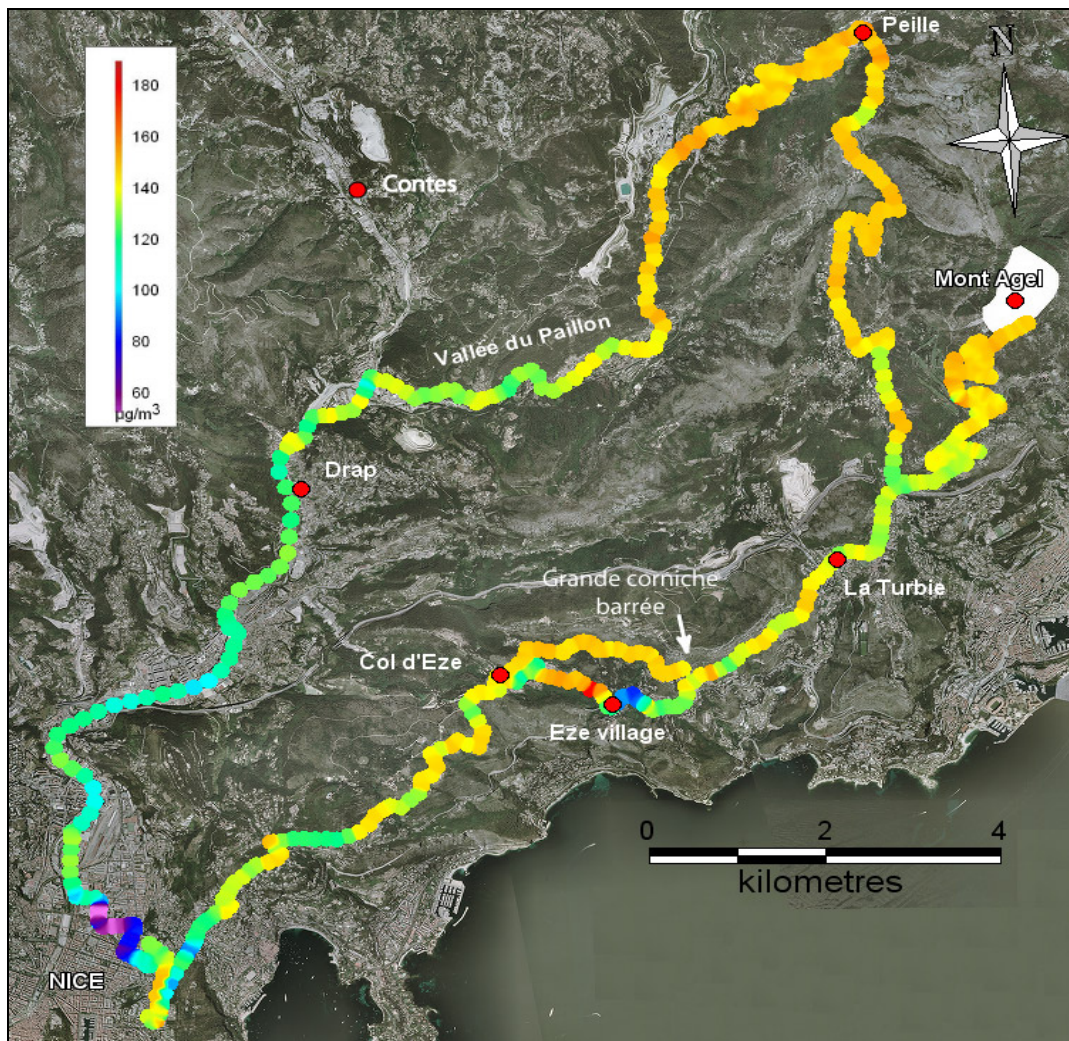


Figure 5.24 Mesures itinérantes d’ozone le 4 mai 2008 entre 15h et 17h (heure locale) de Nice est au Mont Agel puis à Peille et dans la vallée du Paillon avec un pas de mesure de 10 secondes.

Ces quatre campagnes de mesures organisées à proximité immédiate du littoral sous l’influence d’un flux d’origine maritime ont montré de forts niveaux de pollution par l’ozone. Alors que les principales zones émettrices de polluants primaires ne se situent pas, en journée, sur le trajet des masses d’air concernant ces espaces littoraux montagneux, la qualité de l’air n’en est pas meilleure pour autant. La question de l’origine de ces fortes concentrations d’ozone se pose alors ; la succession de journées dominées par un régime de brises thermiques entraîne-t-elle la recirculation de la même masse d’air et par conséquent des polluants émis en son sein ? Ce schéma est-il valable en surface uniquement ou existe-t-il dans les Alpes-Maritimes des flux de retour de brises en altitude capable de créer des strates polluées sur la mer ? Par ailleurs est-ce que l’origine de l’ozone ne peut-elle pas être plus lointaine ? Les espaces urbanisés littoraux de la Côte d’Azur sont-ils à eux seuls responsables de cette pollution ? N’existe-t-il pas des schémas de circulations atmosphériques capables d’advecier des masses d’air pollué depuis les régions marseillaise ou génoise ? Pour tenter de répondre à quelques unes de ces questions il convient d’étudier le comportement de l’ozone dans des espaces influencés par les émissions polluantes des agglomérations littorales, c’est-à-dire dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes.

V.4.2.2 – Mesures d’ozone dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes.

Le quart sud-ouest du département est directement exposé aux émissions polluantes des zones urbanisées du littoral par l’intermédiaire du flux général de brise de mer : de Nice à Cannes les fortes densités de population sont synonymes de flux de transport intenses. En plus d’être littoraux, ces déplacements se font aussi vers le proche arrière-pays avec Grasse par exemple. Quel est l’impact des émissions de polluants primaires dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes sur la pollution par l’ozone ? Malheureusement seuls quatre analyseurs fixes d’AtmoPACA sont implantés dans cet espace : ceux de Cannes, Antibes et Cagnes/mer sont proches du littoral, seul celui de Grasse pourrait donc permettre l’étude de la dégradation de la masse d’air maritime après son passage en journée sur la frange côtière urbanisée ; toutefois cette station n’est pas idéalement située (cf. II.1.3) : au cœur même de la ville de Grasse il semblerait que la proximité immédiate d’un parking et de routes nuise sensiblement à l’expression de l’ozone. A ce titre, cet espace mal informé méritait quelques campagnes de mesures.

Trois des quatre journées de mesures (samedi 21, mardi 24 et jeudi 26 juin 2008) organisées dans ce secteur ont toutes suivi globalement le même itinéraire : le départ s’effectuait des environs de Cagnes/mer (où se situe l’analyseur de Cagnes Ladoumègue) pour rejoindre les communes de Saint-Jeannet et de Vence aux pieds des premiers contreforts des Alpes. Par la suite le col de Vence à 962 m d’altitude était atteint pour continuer vers Coursegoules (1028 m). Durant les deux premières sorties le retour vers le littoral se fit en empruntant le même chemin en sens inverse tandis que le 26 juin le parcours forma une boucle pour rejoindre le front de mer : les villages de Bouyon puis du Broc furent traversés avant de sillonner la vallée du Var puis de terminer par les collines à l’ouest de Nice (fig. 5.25, 5.26 et 5.28). Le 30 août 2008 les mesures ont concerné la vallée de l’Esteron, située au nord des espaces sondés pendant les trois premières campagnes de terrain.

Le 21 juin une dorsale anticyclonique s’étendait de l’ouest de la Méditerranée aux îles britanniques. Le ciel très dégagé sur la région permit l’expression des brises thermiques ; à Nice aéroport une brise de mer de SSE soufflait à 2 m/s pendant les mesures itinérantes d’ozone (annexe V.1). Sur la majeure partie du parcours ce faible flux de surface fut observé. Vers le nord du département des développements cumuliformes étaient visibles au dessus des plus hauts sommets. Les mesures d’ozone débutèrent à Nice ouest mais semblèrent inutiles jusqu’à Cagnes Ladoumègue et pendant quelques kilomètres encore tant la densité du trafic

perturbait les concentrations. A mi-parcours entre Cagnes et La Gaude le niveau de pollution monta sensiblement pour s’établir entre 135 et 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Contrairement aux campagnes de mesures déjà exposées, celles concernant le sud-ouest des Alpes-Maritimes ont été plus affectées de manière générale par les émissions de polluants primaires, notamment jusqu’à Vence. Ainsi jusqu’à cette ville, la forte variabilité des teneurs d’ozone est essentiellement induite par la circulation routière et le signal de fond a parfois été difficile à détecter. Cependant dès que la route principale était abandonnée pour des axes secondaires, alors les concentrations d’ozone remontaient immédiatement : dans les environs de Saint-Jeannet la moyenne était de 135 à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mais les valeurs atteignaient 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dès que la voie de circulation principale a été abandonnée. A ce titre et après avoir dépassé Vence, la route menant au col, très peu fréquentée, proposa des concentrations d’ozone de 150 à 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enfin au nord du col de Vence l’ozone se fit moins présent avec une chute de 10 à 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par rapport au versant exposé au flux général de brise de mer.

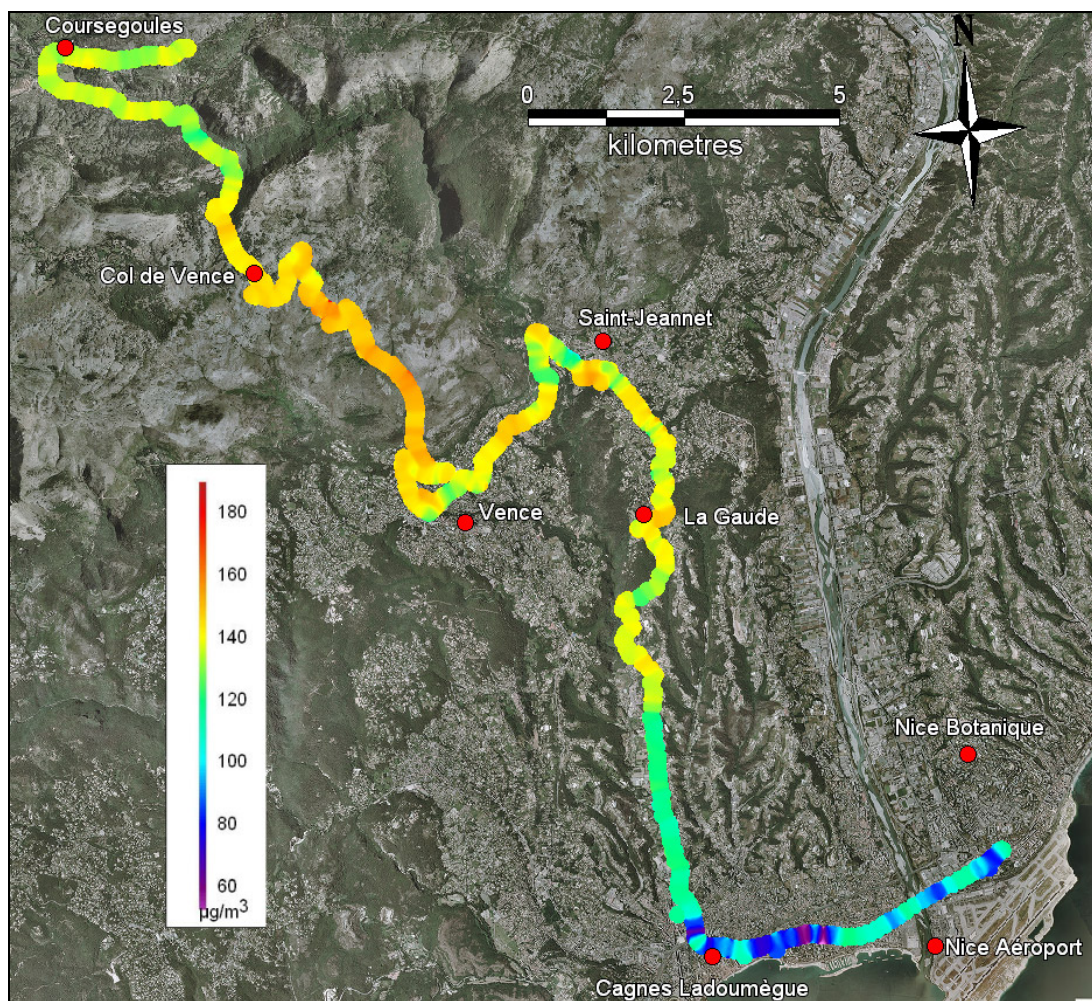


Figure 5.25 Mesures itinérantes d’ozone le 21 juin 2008 entre 15h45 et 17h40 (heure locale) de Nice ouest à Coursegoules (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.

L’interprétation de la configuration spatiale de l’ozone le 21 juin 2008 n’est pas aisée. En observant la figure 5.25, quatre segments s’identifient ; de Nice ouest à quelques kilomètres en aval de La Gaude les faibles concentrations sont le résultat de la titration de l’ozone par le monoxyde d’azote. De La Gaude à Vence, même si l’intensité du trafic routier est moins forte, le niveau d’ozone ambiant de la journée est encore difficile à percevoir. De Vence jusqu’au col, il s’agit de la zone la plus polluée. La dernière portion vers Coursegoules est

moins affectée par l’ozone alors que les émissions de monoxyde d’azote sont très faibles. Ainsi il semblerait que l’ozone soit principalement régi par les émissions de polluants primaires sur la route empruntée avant Vence (la configuration spatiale réelle est donc peut-être masquée), et qu’au cours de l’ascension du col, la diminution du trafic permette à l’ozone de s’exprimer. Toutefois les raisons pour lesquelles les concentrations diminuent une fois le col franchi sont plus floues. Pendant les mesures terrain les stations fixes d’AtmoPACA indiquent des valeurs stables mais très différentes : à Nice botanique, Nice aéroport et à Cagnes Ladoumègue se sont respectivement 135, 120 et 105 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ qui sont relevées (annexe V.m). De ce fait il semblerait que cette journée soit encline à d’importantes disparités spatiales éventuellement induites par le faible flux de brise en surface ne permettant pas de masquer les facteurs d’influence micro-échelle sur l’ozone. Il est nécessaire de noter que la station de Nice aéroport subit les émissions polluantes des avions et qu’elle n’est en aucun cas le traceur idéal pour identifier le signal d’ozone en mer.

Le 24 juin 2008 les conditions météorologiques synoptiques et locales furent très comparables à celles constatées trois jours auparavant (annexe V.n). Le parcours suivi connut quelques modifications : le départ s’organisa à l’ouest du Haut de Cagnes et jusqu’à cinq kilomètres en aval de Vence une route serpentant dans un espace semi urbain fut empruntée. Pour rejoindre Vence l’artère de circulation majeure fut suivie puis la jonction avec le même parcours que trois jours avant s’effectua. Seules deux différences s’invitèrent par la suite : une incursion vers Saint Barnabé et un arrêt des mesures bien après Cagnes/mer en longeant le littoral jusqu’au Mont Boron. Dans les trois mêmes stations fixes d’AtmoPACA que précédemment les concentrations d’ozone ont été stables au cours des mesures avec des valeurs comprises entre 135 et 145 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (annexe V.o). Ces niveaux relativement homogènes n’ont pas été le reflet du comportement de l’ozone dans l’espace ce jour-là.

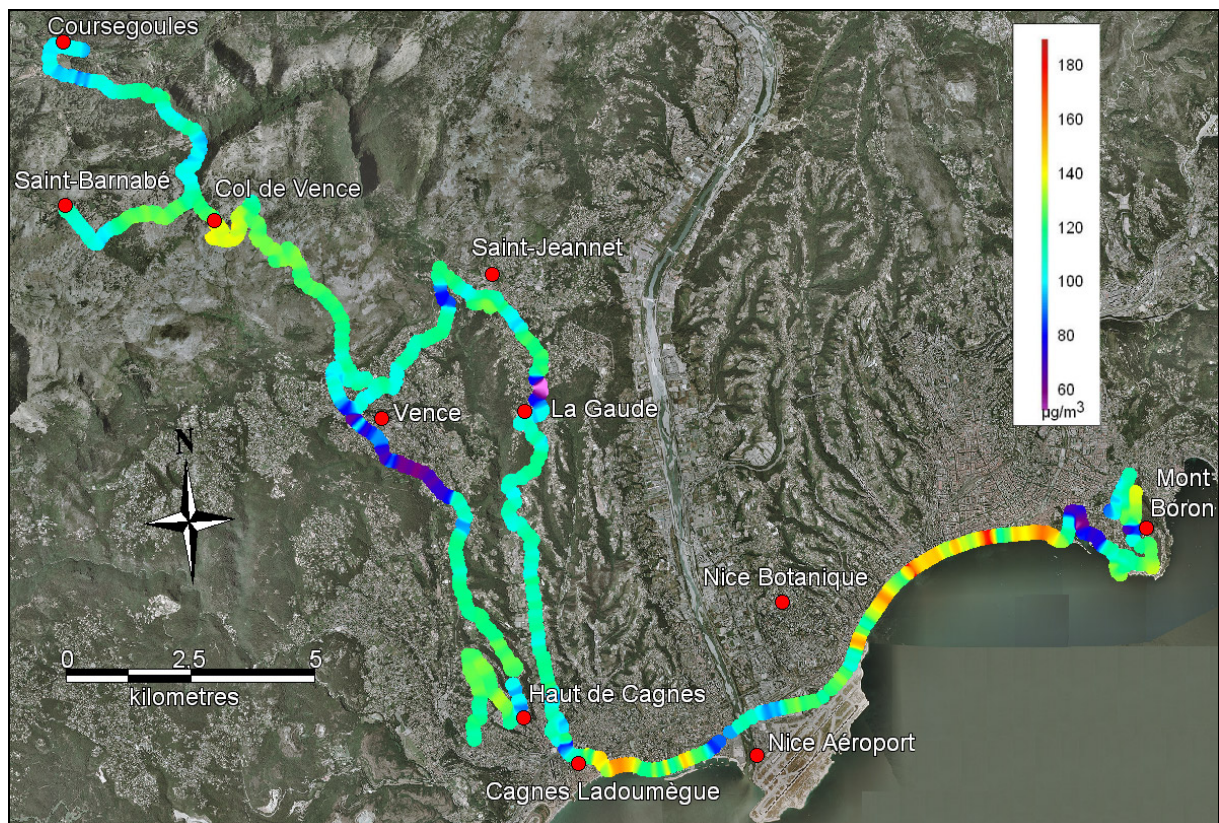


Figure 5.26 Mesures itinérantes d’ozone le 24 juin 2008 entre 16h25 et 19h (heure locale) de Cagnes/mer à Coursegoules (aller-retour) puis au Mont Boron avec un pas de mesure de 10 secondes.

Une fois encore les plus fortes concentrations ont été observées sur le versant sud du col de Vence alors que le flux de brise de mer, certes faible, était sensible. Cependant seules les deux ou trois derniers kilomètres avant le col ont connu des valeurs supérieures à celles enregistrées dans les espaces semi urbain autour du Haut de Cagnes par exemple ainsi que dans toutes les zones susceptibles de n’être par trop exposées aux polluants primaires. Une fois le col dépassé, le brassage de l’air diminuait fortement et les concentrations d’ozone chutèrent. A nouveau il semblait que le flux général de brise de mer ne concernait plus ce secteur, situé dans une position d’abris par rapport au col de Vence ; l’impact sur la qualité de l’air serait alors plutôt bénéfique. Outre les autres disparités spatiales, majoritairement induites par le monoxyde d’azote, les concentrations d’ozone augmentèrent très fortement sur le littoral. Alors que le vent était très faible voire nul par moment dans l’intérieur des terres, le retour sur le front de mer permit d’observer une très légère brise marine (à 18h locales) à Cagnes/mer. En dépit du trafic dense, le positionnement sur la voie de droite permettait une bonne exposition à la masse d’air maritime, notamment lors de départs en tête des feux tricolores : l’absence de véhicules sur les premières dizaines de mètres offrait alors une exposition à une masse d’air non perturbée par le monoxyde d’azote et les concentrations d’ozone augmentaient brutalement. Sur la figure 5.26, les petites portions orange et rouge de la promenade des Anglais illustrent ce phénomène.

Le 26 juin 2008 une troisième mesure itinérante d’ozone fut menée dans le sud-ouest du département. Les conditions météorologiques ne changèrent guère en dépit de la disparition de la dorsale anticyclonique mais en présence de géopotentiels toujours très élevés (annexe V.p). Au lieu de s’arrêter à Coursegoules, le parcours réalisa une boucle en passant par les villages de Bouyon et du Broc avant de rejoindre la promenade des Anglais par les collines à l’ouest de Nice. Malheureusement durant les mesures, les stations fixes d’AtmoPACA (les trois mêmes que précédemment) virent les concentrations d’ozone varier dans le temps (annexe V.q). Avec environ $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de moins en deux heures (baisse régulière) dans ces stations proches du littoral, la validité de la mesure itinérante est remise en cause ; cependant un analyseur d’ozone portable utilisé de manière fixe à Vence ce jour là permet de constater qu’entre 14h et 18h les concentrations d’ozone étaient plutôt stables (fig. 5.27). Plus proche de la majorité des espaces traversés et installée dans un environnement plus comparable (à près de 10 km à l’intérieur des terres), cette référence permet tout de même de valider la partie nord du parcours quant à la stabilité temporelle des teneurs d’ozone. Ainsi les disparités spatiales peuvent être étudiées.

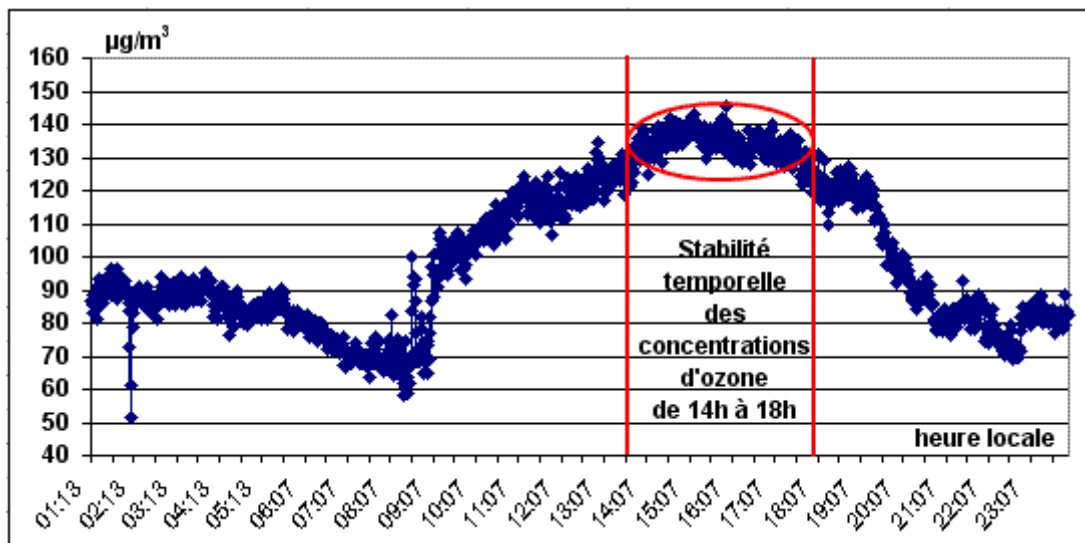


Figure 5.27 Moyennes des concentrations d’ozone sur une minute à Vence le 26 juin 2008.

La plus forte disparité spatiale est nettement visible sur la figure 5.28. Le nord-ouest du parcours s’oppose au reste de la carte. Alors que les conditions de ventilations à Nice aéroport étaient les mêmes que lors des deux autres journées de mesures, les constatations établies pendant les mesures se sont avérées fort différentes : le flux de brise de mer perceptible dans la montée du col de Vence n’a pas été suivi d’un calme absolu mais au contraire d’une forte agitation des basses couches de l’atmosphère. Après observation, il semblerait que le fort brassage était le résultat de brises thermiques beaucoup plus vigoureuses que pour les campagnes précédentes (brise de vallée dans la vallée de la Cagnes notamment). Or les concentrations d’ozone ont été exceptionnellement élevées ce 26 juin : plus de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les environs de Coursegoules et jusqu’à $195 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ponctuellement. Malheureusement le retour jusqu’au littoral par la vallée du Var, puis par les collines, a nécessité un intervalle de temps non négligeable et il n’a pas été possible de vérifier à temps les quantités d’ozone présentes sur la promenade des anglais. L’intérêt aurait été de savoir si les concentrations d’ozone mesurées entre Vence et Le Broc étaient le fruit d’une production locale (c’est-à-dire entre le littoral et cet espace) ou seulement l’expression d’une quantité d’ozone advectée depuis la mer mais masquée sur les premiers kilomètres urbanisés de la frange littorale. Toutefois les concentrations maximales d’ozone relevées à Nice botanique, Nice aéroport, Cagnes Ladoumègue et Vence, de l’ordre de 140 à $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont bien inférieures aux valeurs mesurées près de Coursegoules ; il semblerait donc qu’une part d’ozone ait été produite entre le littoral et le haut de la vallée de la Cagnes.

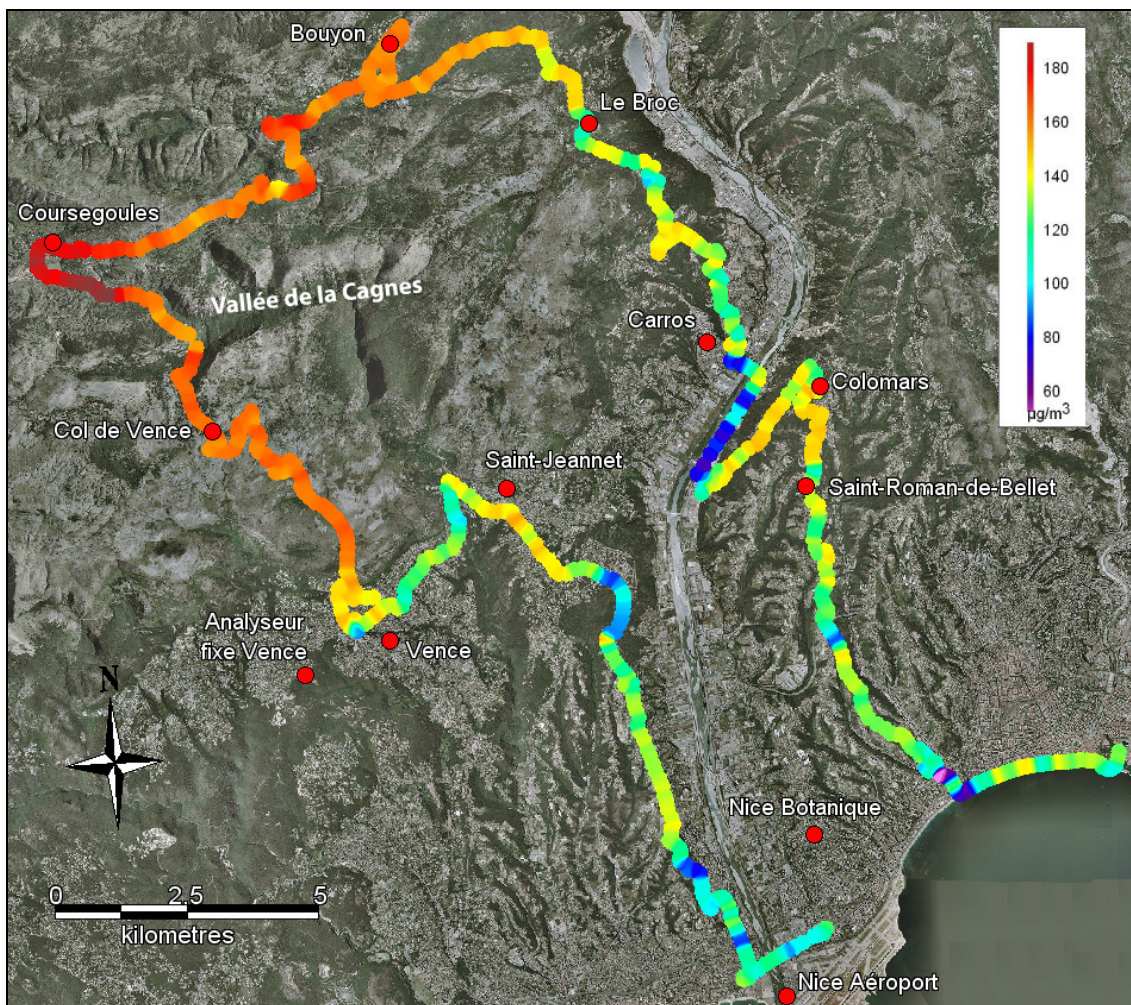


Figure 5.28 Mesures itinérantes d’ozone le 26 juin 2008 entre 15h45 et 18h05 (heure locale) de Nice ouest à Coursegoules, Carros puis à la promenade des Anglais avec un pas de mesure de 10 secondes.

Enfin le 30 août 2008 une quatrième campagne de mesures a concerné l’extrême nord du quart sud-ouest des Alpes-Maritimes. La vallée de l’Estéron et l’interfluve la séparant de la vallée du Var ont été parcourues. La circulation atmosphérique dominée par une dorsale anticyclonique positionnée sur l’Europe de l’ouest depuis quelques jours permettait à un régime de brises thermiques de s’exprimer, défavorisant la dispersion des polluants primaires et secondaires (annexe V.f). Contrairement à la veille, les concentrations d’ozone ont été stables durant les mesures itinérantes : de 14h à 18h elles ont fluctué entre 150 et 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Nice Botanique (annexe V.r). Les valeurs mesurées ont été plus fortes de 10 à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne (fig. 5.29) et leur variabilité spatiale était faible excepté sur les portions de routes très fréquentées comme sur l’axe cheminant dans la vallée du Var.

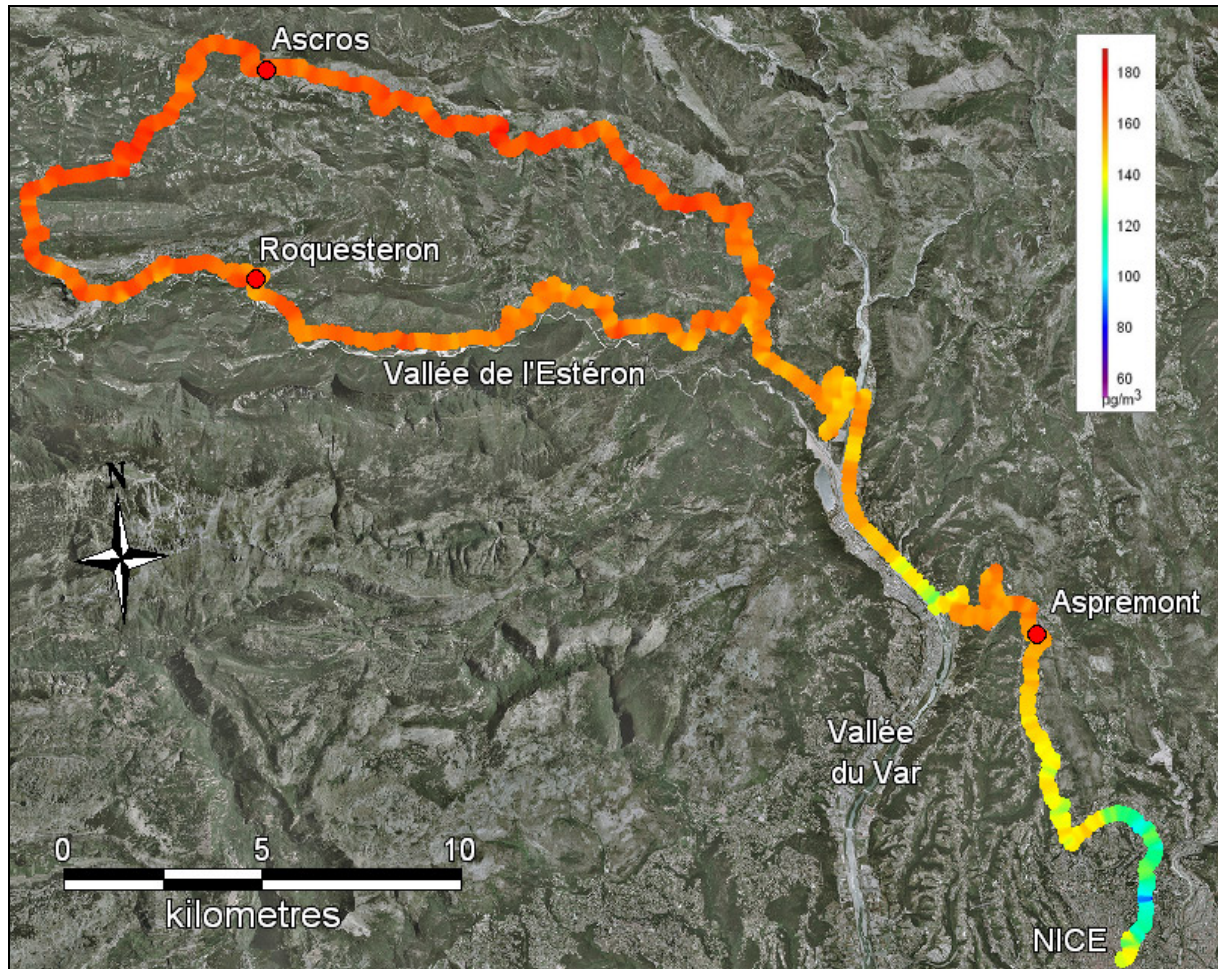


Figure 5.29 Mesures itinérantes d’ozone le 30 août 2008 entre 15h et 18h (heure locale) de Nice vers Ascros, puis dans la vallée de l’Estéron avant de rejoindre la première partie du parcours avec un pas de mesure de 10 secondes.

Les mesures itinérantes dans ce secteur du département en partie très urbanisé ont montré toutes les difficultés inhérentes à la mesure de l’ozone dans l’espace : travaillant à méso-échelle l’emploi d’un moyen de locomotion motorisé est indispensable mais induit l’utilisation des mêmes voies de transport que l’ensemble de la population ; en milieu rural aucun problème n’intervient mais dans un espace où l’étalement urbain est la règle, les mouvements pendulaires, notamment en fin d’après-midi, nuisent considérablement au déroulement des campagnes de terrain en provoquant une congestion du trafic et de fortes émissions de monoxyde d’azote.

En dépit de ces contraintes, ces quatre campagnes de mesures de juin 2008 ont amené deux enseignements majeurs ; premièrement, dans cette zone sud-ouest du département mal documentée pour l’ozone par les stations fixes d’AtmoPACA, de fortes concentrations sont possibles alors que les analyseurs proches du littoral ou encore celui de Grasse ne perçoivent pas de valeurs du même ordre (26 juin 2008) ; ces grandes quantités d’ozone sont au moins en partie produites pendant le trajet des masses d’air depuis le littoral. Deuxièmement, un régime de brises thermiques vigoureux est plus favorable à une forte pollution par l’ozone que l’inverse. Il semblerait que pour une part de destruction d’ozone par dépôt sec constante, moins les vitesses de vent des brises thermiques sont élevées et moins l’apport d’ozone « nouveau » permet de combler le déficit engendré par le dépôt sec. Ainsi lorsque les brises sont trop faibles, l’érosion des concentrations d’ozone ne serait pas compensée et les valeurs chuteraient même si les configurations synoptiques sont favorables à un épisode de pollution par l’ozone. Enfin au cours du 24 juin 2008 les plus fortes concentrations d’ozone observées sur le littoral montrent, comme pendant les mesures dans le sud-est des Alpes-Maritimes, le caractère pollué de la masse d’air d’origine marine.

Les onze mesures itinérantes d’ozone exécutées dans le département ont permis de mieux caractériser la variabilité spatiale de ce polluant. Il semblerait que les fortes concentrations parfois relevées par les deux analyseurs fixes dans le nord des Alpes-Maritimes soient induites par des advections de masses d’air pollué via un régime de brises de vallée ; l’air chargé en polluants primaires et secondaires en provenance du sud subirait une modification chimique lors du transfert, notamment au contact des émissions de composés organiques volatils biogéniques, et ceci conduirait à produire une certaine quantité d’ozone supplémentaire. Près du littoral les espaces sont exposés à un flux d’origine marine qui n’est apparemment pas neutre en terme d’ozone : les plus fortes concentrations s’observent parfois sur les premiers mètres de la côte.

A ce titre, le 28 juillet 2007 des mesures d’ozone en mer ont été effectuées à l’aide d’un petit bateau à moteur au large de l’aéroport de Nice (fig. 5.30). Alors qu’une brise de mer d’ESE à 2 m/s était installée les concentrations d’ozone demeuraient stables en mer de 130 à 135 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ excepté quelques chutes ponctuelles provoquées par le passage d’autres bateaux à moteur. Au cours du retour vers la côte, les valeurs d’ozone chutèrent brusquement de 80 à 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De façon simultanée une forte odeur de kérosène flottait dans l’air : avec un flux d’ESE l’analyseur venait de passer sous le vent de l’aéroport et les émissions des avions détruisaient une grande partie de l’ozone. Ainsi il semblerait que l’analyseur d’ozone fixe d’AtmoPACA placé à l’aéroport de Nice ne soit pas idéalement situé pour observer la pollution par l’ozone. Par ailleurs il est intéressant de comparer pour le 28 juillet les valeurs relevées en mer (sur un peu plus d’un quart d’heure) et celles enregistrées dans les trois stations fixes les plus proches : respectivement à Nice botanique, Nice aéroport et Cagnes Ladoumègue il y avait à 16h locale 125, 105 et 103 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne quart horaire (annexe V.s). Ainsi de plus grandes quantités d’ozone étaient présentes en mer au cours des mesures. Est-ce toujours le cas ?

Ainsi les schémas mis en place dans la littérature sur la pollution par l’ozone dans des espaces littoraux et montagneux en Méditerranée (côte est de l’Espagne, Athènes) pourraient également être applicables dans les Alpes-Maritimes. La stratification de la masse d’air observée durant la campagne de terrain du 3 mai 2008 a été la seule à être identifiée, mais au cours de chaque épisode de pollution par l’ozone des couches sombres sont visibles sur la mer, depuis les hauteurs, et seules des mesures aéroportées permettraient de préciser la nature de ces brumes épaisses. En bord de mer l’observation de l’horizon est parfois impossible (fig. 5.31).

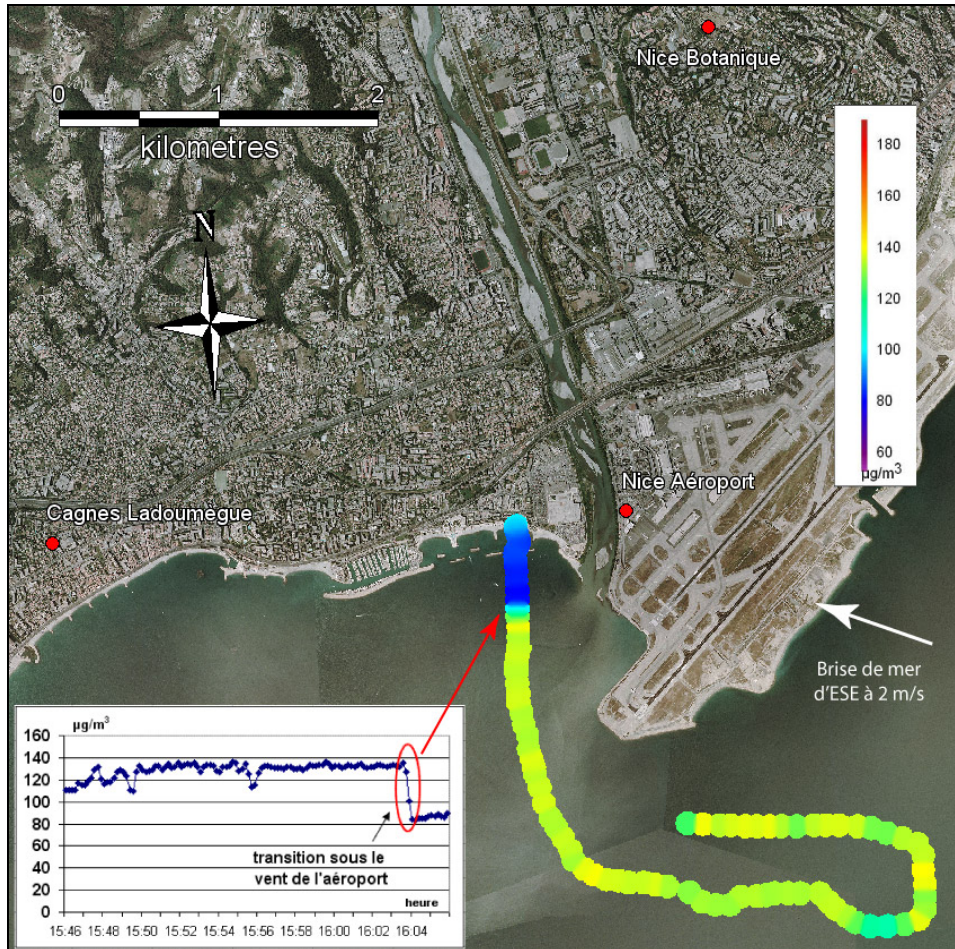


Figure 5.30 Mesures d’ozone en mer le 28 juillet 2007 entre 15h45 et 16h05 à Nice ouest avec un pas de mesure de 10 secondes.

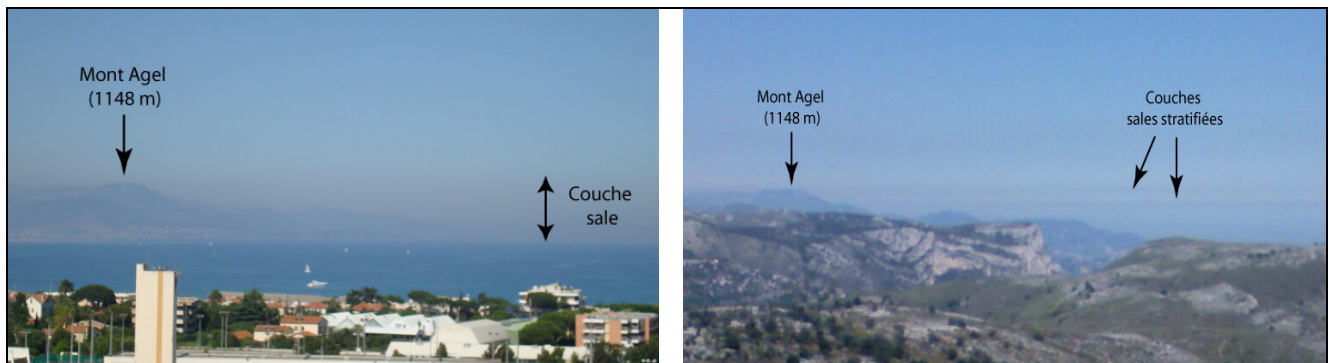


Figure 5.31 Observation visuelle de la pollution de l’air : à gauche photo (Grégory Martin) du Mont Agel et de la mer le 23 juin 2008 depuis Antibes (vue vers l’est) ; à droite photo prise depuis le col de Vence le 21 juin 2008 (vue vers le sud-est).

CONCLUSION

Le chapitre V permet de mieux visualiser l’extrême variabilité spatiale et temporelle de l’ozone grâce à l’utilisation d’analyseurs d’ozone portables qui se sont avérées précis et fiables. En tenant compte de l’influence à micro-échelle d’un certain nombre de facteurs, les mesures itinérantes d’ozone ont couvert plusieurs types d’espace au sein des Alpes-Maritimes. Le nord du département, informé sur l’ozone par seulement deux stations d’AtmoPACA a fait l’objet de trois campagnes de mesures en régime de brises thermiques :

dans les deux cas les masses d’air remontant les vallées du sud au nord présentaient des concentrations d’ozone plutôt élevées ; ce transfert a même été matérialisé par une nette hausse des concentrations à l’Adréchas et au Cians le 10 août 2006. Les mesures itinérantes d’ozone menées dans le sud du département ont mis en valeur des zones très touchées par l’ozone mais qui ne font pas l’objet de suivi par AtmoPACA (zone montagneuse du quart sud-ouest). Enfin d’importantes quantités d’ozone ont été mesurées sur le littoral et à proximité immédiate dans des espaces influencés uniquement par des masses d’air d’origine marine. Il semblerait qu’un schéma très complexe de recirculation et d’accumulation des polluants atmosphériques soit à l’origine des épisodes de pollution photochimique affectant les Alpes-Maritimes.

Les mesures itinérantes d’ozone réalisées en voiture peuvent être décevantes en raison du caractère aléatoire parfois des concentrations enregistrées. La forte influence des émissions de monoxyde d’azote par les autres véhicules masque souvent le véritable niveau de fond d’ozone de l’espace considéré. Ainsi l’objet du chapitre suivant est l’étude de la variabilité spatiale de l’ozone dans des espaces urbains et périurbains, certes affectés par la pollution primaire, mais où l’emploi d’un mode de transport permettant d’éviter au maximum les contraintes induites par la circulation routière, devrait permettre d’observer un signal d’ozone moins perturbé.

CHAPITRE VI

VARIABILITE SPATIALE DE L’OZONE EN MILIEU URBAIN ET PERIURBAIN

INTRODUCTION

Par définition l’ozone est un polluant atmosphérique périurbain et rural ; il ne s’exprime qu’à partir des périphéries des centres urbains puisque dans ces derniers les grandes quantités de monoxyde d’azote émises le masquent. Ainsi la majorité des villes dont la qualité de l’air est suivie ne dispose que de peu d’analyseurs d’ozone en milieu urbain afin de mieux concentrer les efforts techniques et financiers dès les espaces périphériques. Cependant, la forte réactivité de l’ozone et sa forte variabilité spatiale et temporelle observée jusqu’ici dans ce travail, conduisent à plus de retenue quant aux certitudes de ne trouver que de faibles concentrations d’ozone en centre ville et réciproquement au sein des zones périurbaines. Le positionnement d’un espace, sous le vent ou au vent d’une source d’émission de polluants primaires, régit bien plus le comportement de l’ozone que l’appartenance de l’espace considéré à un type de milieu. Le véritable intérêt des mesures itinérantes qui vont être effectuées sur la commune de Nice et dans ses environs, est de déceler l’exposition à la pollution par l’ozone des habitants. Existe-t-il des espaces urbains très pollués d’un point de vue photochimique ? Quelle est la portée de l’influence sur l’ozone d’une artère de circulation principale ? Est-ce que les espaces urbains dans leur ensemble sont réellement moins affectés par l’ozone ?

Pour répondre à ces interrogations, des campagnes de mesures sont menées de manière répétée sur le même parcours dans la commune de Nice. L’objectif est de pouvoir bâtir des statistiques à partir desquelles les interprétations ne seront pas seulement le fruit de quelques constatations ponctuelles. Le souhait est également de couvrir la majorité des situations météorologiques, très prégnantes sur la variabilité spatiale et temporelle de l’ozone. Pour cette raison ces mesures itinérantes sont effectuées par n’importe quel type de temps excepté par temps pluvieux. Par ailleurs, l’ozone variant rapidement dans le temps, la comparaison avec les stations fixes d’AtmoPACA, mais aussi avec un analyseur d’ozone portable installé au nord de Nice, permet de constater si la variabilité de l’ozone est seulement induite par l’espace et non par le temps. Ainsi des types d’espace plus ou moins affectés par la pollution par l’ozone sont dégagés mais également différentes configurations spatiales de l’ozone dont les causes probables seront étudiées dans le chapitre VII.

En outre le recours à des stations météorologiques encadrant le périmètre d’étude, permet de caractériser la provenance des masses d’air et ainsi l’origine éventuelle de la pollution observée. A ce titre, l’analyseur portable placé au sommet du mont Chauve (850 m) est couplé à une station météorologique ; ajouté à la station de la bouée Côte d’Azur de Météo France (située à 40 km du littoral des Alpes-Maritimes), ces deux sites exempts d’influences locales, notamment en termes de conditions de ventilation, proposent un suivi idéal du déplacement des masses d’air à méso-échelle.

VI.1 – CONTEXTE METEOROLOGIQUE ET PHASE PREPARATOIRE DES MESURES ITINERANTES D’AVRIL A SEPTEMBRE 2007 A NICE.

Afin de mener à bien l’intégralité des campagnes de mesures itinérantes d’ozone dans Nice et ses environs d’avril à septembre 2007, il a été nécessaire avant tout de procéder à des essais. Ceux-ci ont concerné d’une part le moyen de déplacement dans l’espace emprunté mais également le parcours à suivre. Pour conserver une fluidité dans la mesure, l’utilisation d’un vélo s’est avérée judicieuse : permettant d’éviter les congestions de la circulation, il permet également de circuler loin des routes sur lesquelles l’ozone est extrêmement tributaire du rythme du trafic. Durant les mois d’août et de septembre 2006 un parcours test a été défini à travers la ville ; n’étant pas satisfaisant dans son ensemble quant à la signification des mesures récoltées, le chemin suivi en routine en 2007 subit quelques modifications. Mais avant même de détailler ces considérations, il paraît primordial d’accorder deux paragraphes aux conditions synoptiques et météorologiques dominantes d’une part, et d’autre part de caractériser précisément le régime de vent à méso-échelle au cours de la saison photochimique 2007.

VI.1.1 – Conditions météorologiques d’avril à septembre 2007 à Nice.

Sans avoir la volonté d’établir un résumé climatique détaillé, les six mois de la saison photochimique 2007 sont examinés l’un après l’autre dans l’objectif de comprendre la variabilité temporelle des mesures d’ozone. Pour ce faire, les fiches de suivi climatique proposées par Météo France sont un bon outil (annexe VI.a). De même, la lecture des graphiques des températures minimales, moyennes et maximales journalières en comparaison avec les températures normales et de même nature (établies sur la période 1971-2000) est un indicateur de l’occurrence probable d’épisodes photochimiques (fig. 6.1). En effet, nécessitant en premier lieu une configuration synoptique particulière de dorsale anticyclonique, les périodes de forte production et d’accumulation d’ozone sont synonymes de températures élevées, elles-mêmes fortement corrélées positivement aux altitudes des géopotentiels (cf. IV.1.3). Ainsi l’allure générale des courbes de températures relevées par rapport aux normales habituellement constatées donne un indice sur le type de circulation atmosphérique en place.

Le mois d’avril 2007 est très sec et d’une chaleur exceptionnelle (de 3 à 4°C de plus que les normales). Il constitue le mois d’avril le plus chaud depuis 1943 (début des mesures météorologiques par Météo-France dans le département) pour la station de Nice. Ces fortes températures sont liées d’une part à un ensoleillement supérieur à la normale mais aussi à la forte occurrence de configurations synoptiques anticycloniques. Peu de vent et peu de pluie accompagnent les journées du mois d’avril. Le mois de mai 2007 est assez pluvieux et chaud ; les précipitations sont légèrement excédentaires, le vent est faible excepté le 28 mai où des rafales d’ouest à plus de 30 m/s sont enregistrées. Les températures sont sensiblement plus élevées que les normales, notamment du 18 au 26 mai où une dorsale anticyclonique recouvre une grande partie de l’Europe de l’ouest. Le mois de juin 2007 est assez sec avec des températures normales ; il est surtout caractérisé par un vent très présent à Nice et à Saint-Jean-Cap-Ferrat, soufflant à plus de 15 m/s au cours de six journées. Les quelques cas de situation synoptique anticycloniques de la première décade laissent place à des configurations marquées par de forts gradients de géopotentiels jusqu’à la fin juin. Le mois de juillet 2007 est très sec (1 mm de pluie à Nice), peu venté et présente des températures normales. Une dorsale anticyclonique perdure quelques jours à la mi-juillet sur l’Europe de l’ouest. Le mois d’août 2007 est à nouveau très sec mais sans chaleur excessive et moyennement ensoleillé. Dès le 25

une puissante dorsale se développe sur l’ouest du bassin méditerranéen et persiste jusqu’au 28. Enfin le mois de septembre 2007 est caractérisé par des températures proches des normales, peu de vent, peu de pluie et beaucoup de soleil. De faibles dorsales voient le jour tout au long du mois, la plus puissante ayant lieu du 21 au 24 septembre.

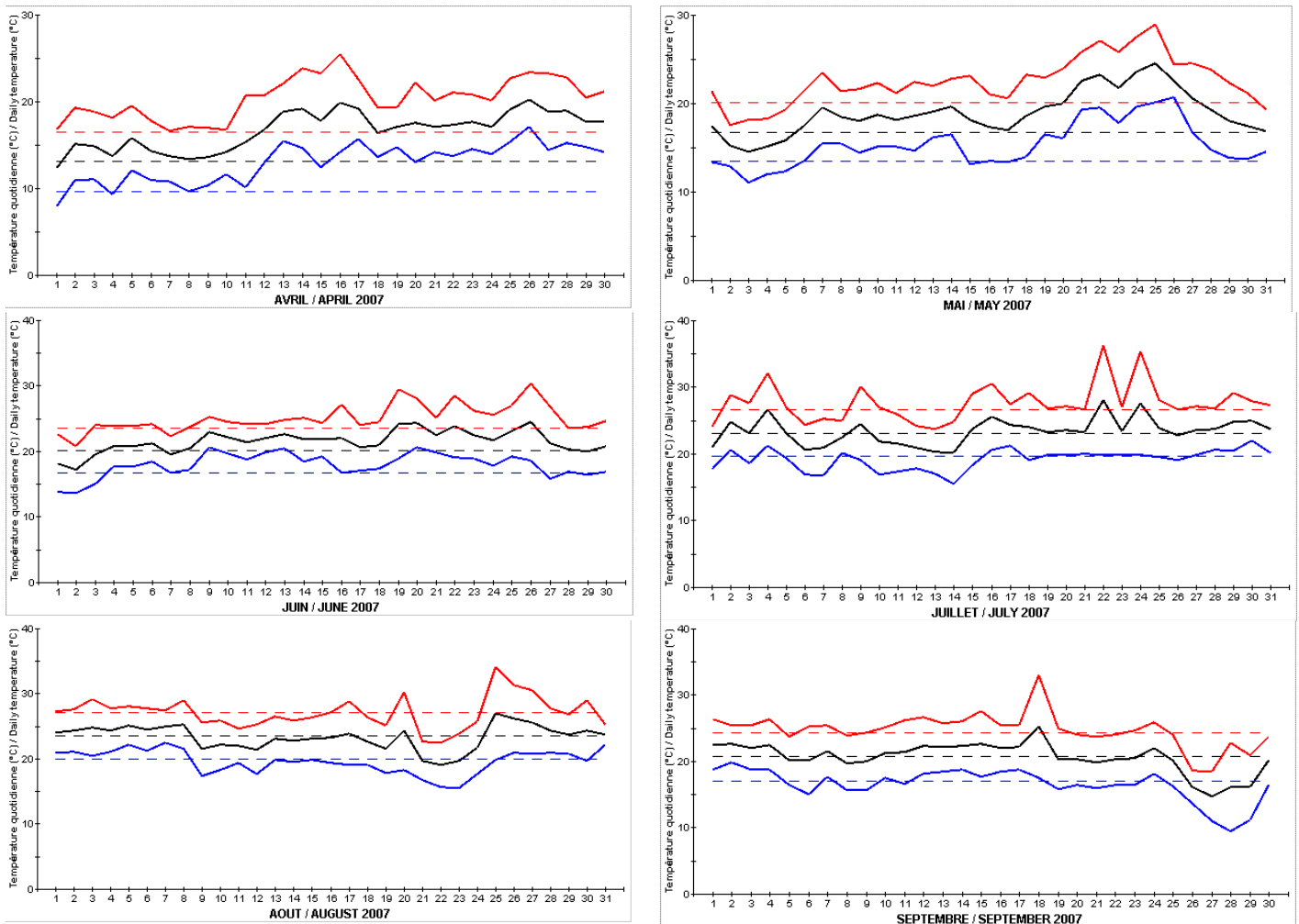


Figure 6.1 Températures minimales (en bleu), moyennes (en noir) et maximales (en rouge) d’avril à septembre 2007 dans la station de Nice aéroport en degrés Celsius. Les traits en pointillés indiquent les températures normales pour la période 1971-2000 (source : Météo France).

VI.1.2 – Régime de vent à méso-échelle en mer et sur le littoral des Alpes-Maritimes.

Les fortes quantités d’ozone constatées sur le littoral durant les mesures itinérantes du précédent chapitre posent bien des questions quant à leur origine. Les hypothèses concernant un schéma de recirculation des polluants à méso-échelle proche de ceux constatés dans d’autres espaces comparables de la Méditerranée sont plausibles, mais comment les vérifier ? Par chance, Météo France a installé en mars 1999 une station océanique appelée « Côte d’Azur » au large des Alpes-Maritimes (à environ 40 km au sud-est de Nice). En bordure de la mer Ligurienne, elle offre la possibilité de vérifier si des advections de masses d’air en provenance du golfe de Gênes sont fréquentes pendant la saison photochimique. Par ailleurs une station météorologique (couplée à un analyseur d’ozone portable) placée provisoirement (de juillet à septembre 2007) au sommet du mont Chauve (dôme de 850 m d’altitude) au nord de Nice permet d’observer le déplacement des masses d’air sans influence locale de la

topographie. A ce titre les stations de Nice aéroport et de Saint-Jean-Cap-Ferrat ont été laissées de côté en raison d’éventuelles modifications sur le régime de vent induites par la vallée du Var et par un effet de cap, troublant ainsi le signal méso-échelle (fig. 6.2).

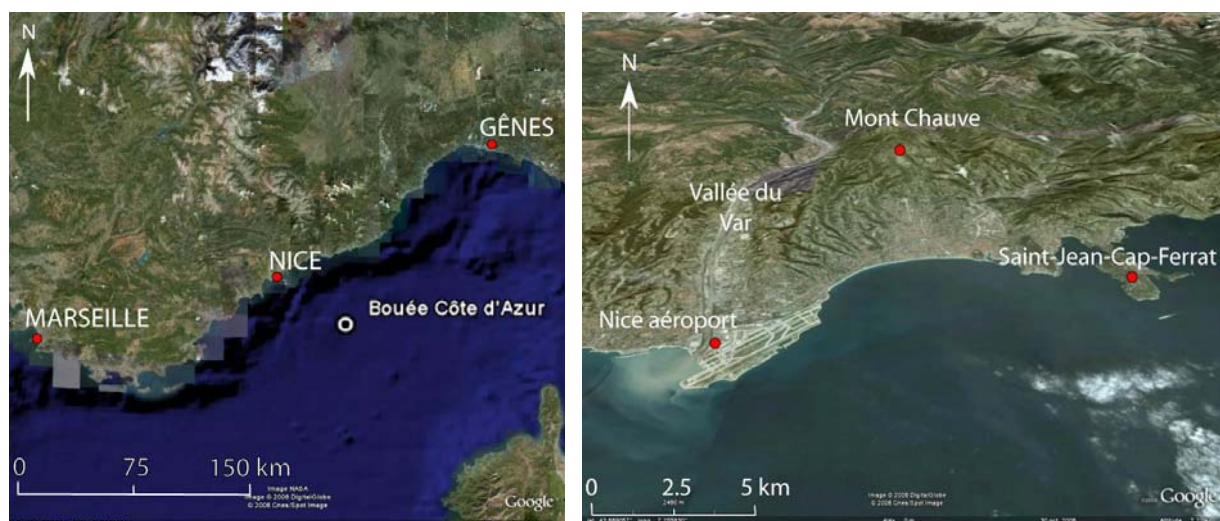


Figure 6.2 Localisation de la bouée Côte d'Azur de Météo France (à gauche) et localisation des stations météorologiques de Nice aéroport, de Saint-Jean-Cap-Ferrat et du Mont-Chauve (fonds de carte Google Earth).

VI.1.2.1 – Régime de vent dans la station océanique « Côte d'Azur ».

Cette bouée est équipée de deux stations météorologiques qui mesurent à chaque heure la pression atmosphérique, la température de l'air et de la mer, la vitesse et la direction du vent, l'humidité, la hauteur et la période des vagues. Cette bouée connaît des maintenances plus fréquentes qu'une simple station météorologique sur terre puisque l'environnement dans lequel elle est installée est très contraignant. L'établissement des roses des vents d'avril à septembre 2007 met en évidence une distribution bimodale des directions (fig. 6.3). Elles sont orientées de NNE à ENE et de S à WSW majoritairement, et ce, pour l'intégralité de la journée ; seules exceptions à 9h et à 18h TU : le matin une légère prédominance de NNE à ENE apparaît et en fin de journée le vent de secteur S à WSW est largement majoritaire. Les vitesses de vent sont plus fortes lorsque les directions sont orientées de SW à WSW avec des valeurs comprises entre 7-8 et 15 m/s de 21h à 6h TU ; en journée les vitesses correspondant à ce secteur sont moins élevées et sont mêmes tout à fait comparables à celles des vents de NNE à ENE (autour de 5 m/s en moyenne).

Cependant ces aspects moyens sur six mois masquent des disparités importantes. En effet la bimodalité des directions de vent indique deux flux synoptiques bien distincts qui ne correspondent pas à une simple alternance de brise diurne et de brise nocturne puisqu'ils peuvent être installés à toute heure. En fonction du type de temps, l'un ou l'autre des secteurs de vent majoritaires prédomine. Pour exemple, au cours du mois d'avril les vents de secteurs NNE à ENE ont largement été prépondérants avec près de 35% de vent d'ENE à 12h TU et de NE à 6h TU pour des vitesses respectives de 7,5 et 11 m/s. Au contraire durant le mois de juin un flux de SSW à SW était installé sur cette partie de la Méditerranée avec plus de 60% de fréquence pour ce secteur à 12h TU (annexe VI.b).

Ainsi il semblerait que la bouée Côte d'Azur subit l'influence de flux différents en fonction des conditions synoptiques. Une advection de masses d'air en provenance du golfe de Gênes semble donc possible par vent de NNE à ENE ; les éventuels polluants présents au sein de ces masses d'air pourraient donc être advectés depuis Gênes, où se situe le second complexe industriel portuaire de la Méditerranée (derrière celui de Marseille).

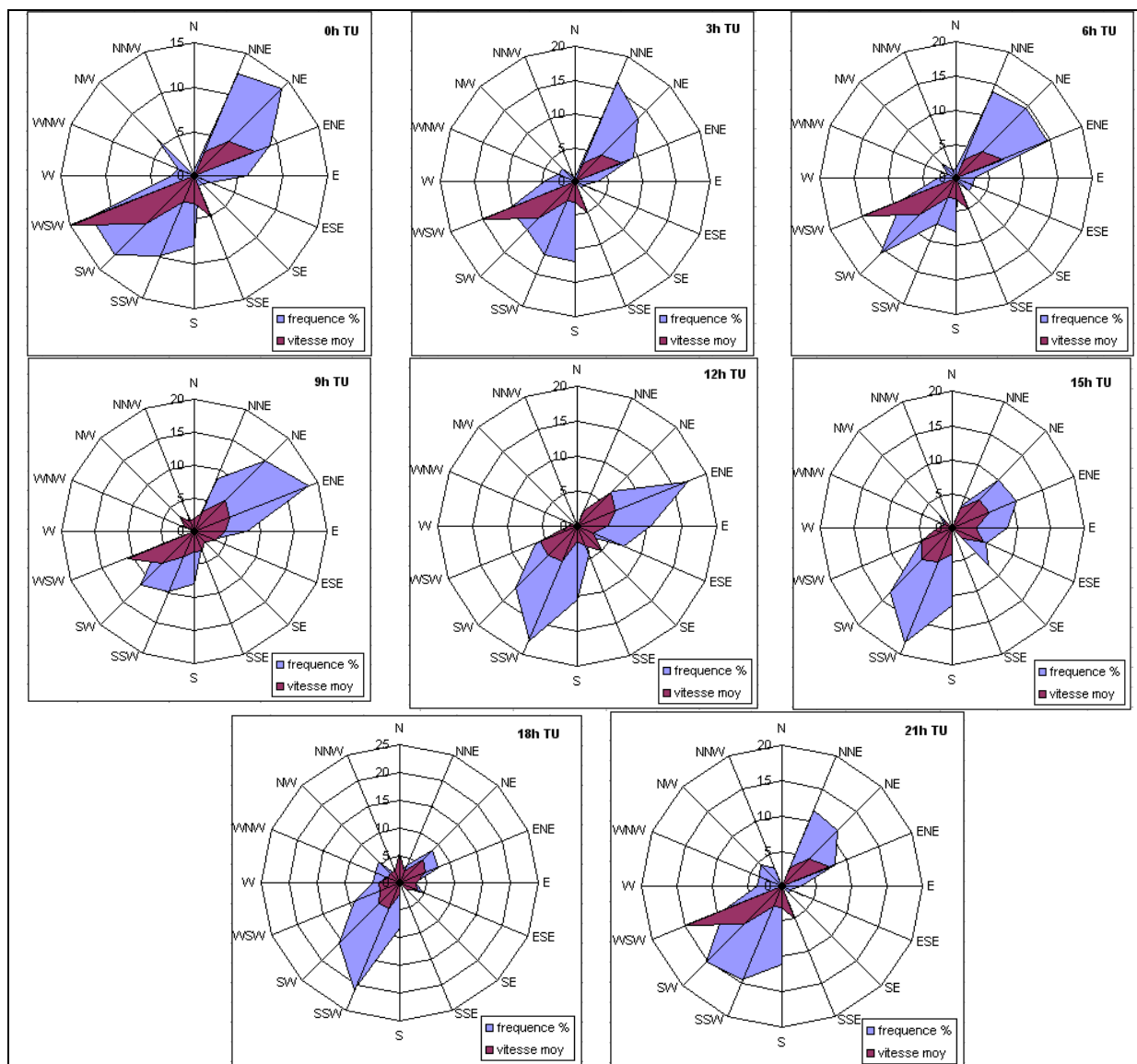


Figure 6.3 Roses des vents de la bouée Côte d’Azur de Météo France d’avril à septembre 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

VI.1.2.1 – Régime de vent et pollution par l’ozone au mont Chauve.

Le mont Chauve se situe immédiatement au nord de Nice ; d’une altitude de 850 mètres il domine l’amphithéâtre niçois et il est donc séparé de la mer par seulement 8 kilomètres. Ayant la forme d’un dôme, ce mont est pratiquement comparable à une tour dont le sommet serait parfaitement exposé aux conditions météorologiques de méso-échelle. Site rare, il a été choisi pour accueillir provisoirement une station météorologique et un analyseur d’ozone portable de juillet à septembre 2007 (fig. 6.4). La prise d’air s’effectuait à environ 1m50 au dessus du sol à l’aide d’un tube rigide dans lequel un tube en téflon avait été glissé. L’alimentation de l’analyseur se faisait à l’aide d’une batterie de voiture qu’il fallait remplacer tous les cinq jours ; c’est à cette fréquence que le matériel était vérifié et que les données étaient déchargées (moyennes sur 5 minutes pour l’ozone et pour l’ensemble des variables météorologiques). Quelques dysfonctionnements ont affecté les séries temporelles d’ozone ; la pompe à air (fonctionnant en continu) est tombée plusieurs fois en panne et son remplacement a donc été sollicité. Au cours des trois mois de mesures quelques journées

présentent ainsi des lacunes. Par chance aucun évènement météorologique violent, tel qu’un orage, pouvant endommager le matériel n’a eu lieu pendant cette période.

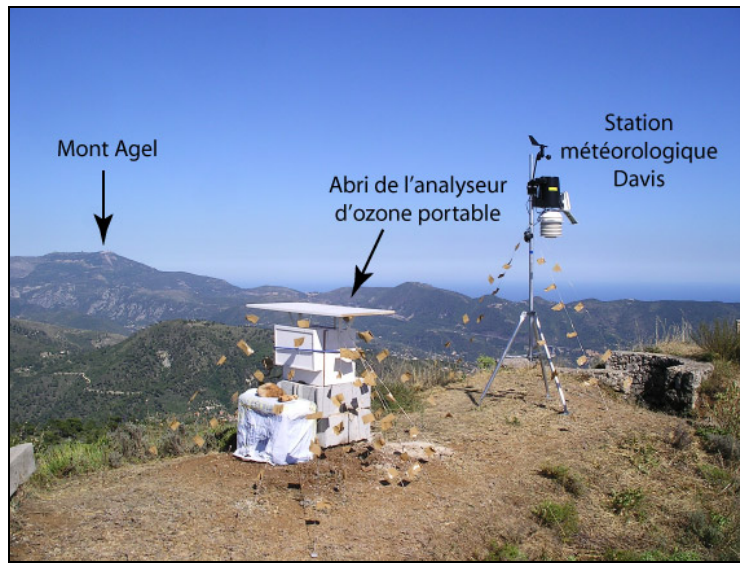


Figure 6.4 Installation de la station météorologique et de l’analyseur d’ozone (présentée ici sans sa tête de prélèvement d’air) au sommet du mont Chauve (vue vers le sud-est, photo P. Carrega).

Le régime de vent prédominant au mont Chauve est illustré par les roses des vents établies de juillet à septembre 2007 (fig. 6.5). Celles-ci indiquent très nettement l’alternance entre un flux de NW à NNW de 0h à 6h et un flux de S à SE de 9h à 15h. A 18h des vents de SW à SSW sont majoritaires tandis qu’à 21h deux flux principaux s’opposent ; les vitesses ne sont en moyenne jamais élevées et toujours inférieures à 5 m/s (excepté près de 10 m/s de NNE à 12h correspondant à une fréquence de 1,2%). L’interprétation la plus vraisemblable est d’identifier ces flux comme étant un régime de brise thermique où l’alternance entre brise de mer en journée et brise de terre la nuit colle parfaitement avec les orientations proposées par les roses des vents. En effet avec un trait de côte orienté du sud-ouest au nord-est, un flux de brise de mer de S à SE et un flux de brise de terre de NW à NNW semblent plausibles.

Cependant quelques remarques sont à apporter sur le régime de brises rapidement décrit ci-dessus. Il semblerait qu’au moins trois pas horaire marquent certains phénomènes ponctuels : à 9h, 18h et 21h. A 9h la distribution des directions, certes largement dominées par des directions de SSE à SE, connaît aussi 20% de vent de SW à SSW. Ces directions pourraient être assimilées à une brise de versant locale se mettant en place avant le flux général de brise de mer. Par ailleurs à 18h la brise de mer pourrait avoir été soumise au phénomène de rotation des brises puisqu’au lieu d’être orientées essentiellement de S à SE (à 70%), les directions sont alors de SSW à SW pour une fréquence réduite de moitié. Enfin à 21h, alors que le soleil est couché depuis moins de deux heures en juillet mais depuis plus de trois heures en septembre, les deux directions privilégiées correspondent à la fin plus ou moins tardive de la brise de mer et au début plus ou moins précoce de la brise de terre en fonction de l’avancée vers l’automne.

Les mesures de vent durant l’été 2007 au sommet du mon Chauve paraissent donc indiquer la présence d’un régime de brises thermiques avec une alternance entre la brise de mer et la brise de terre. Ces flux sont installés à méso-échelle dans cet espace littoral montagneux des Alpes-Maritimes. Contrairement aux conditions de ventilations exposées précédemment pour la bouée océanique Côte d’Azur, les caractéristiques générales des vents sur les trois mois se constatent également mois par mois.

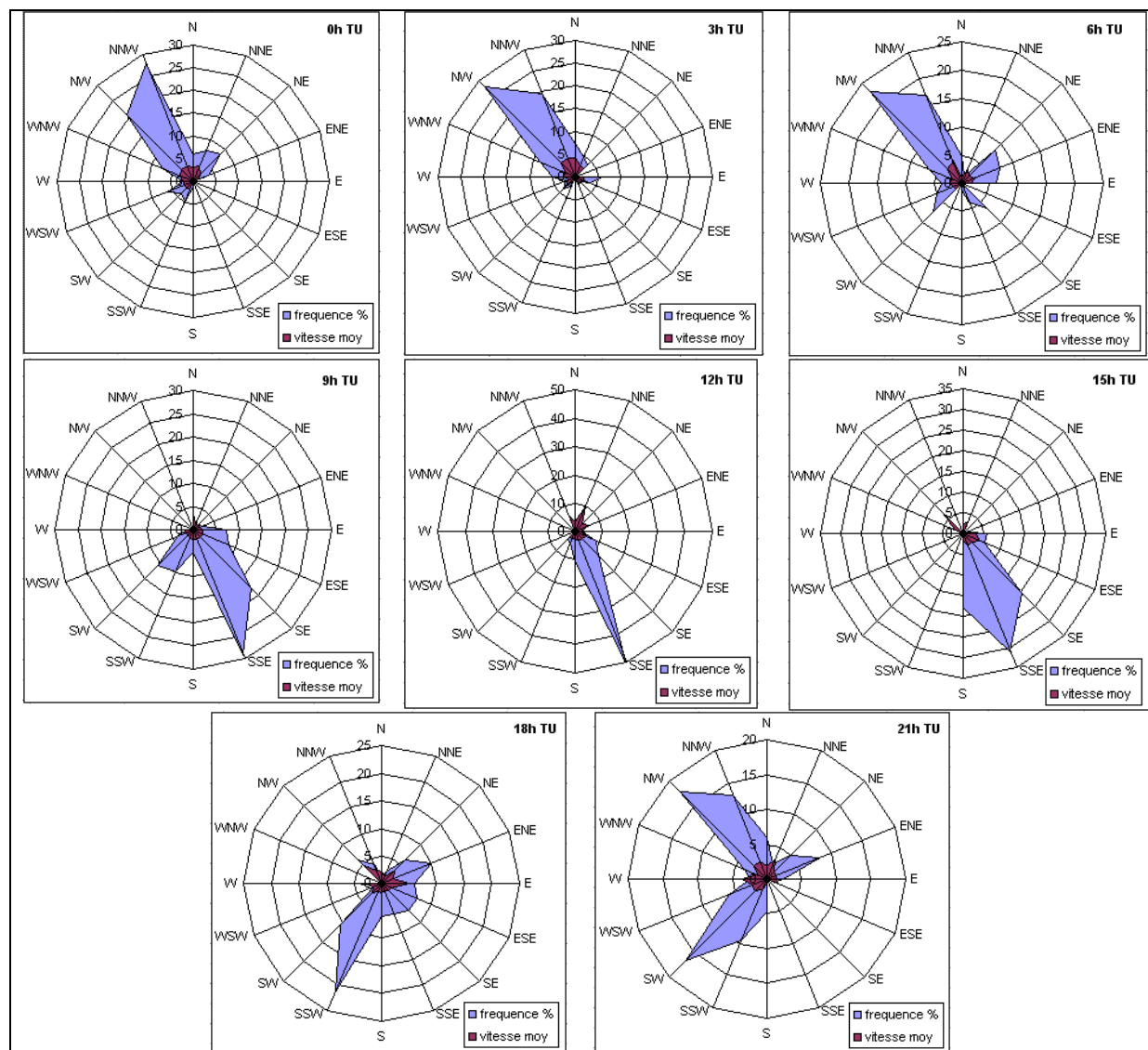


Figure 6.5 Roses des vents de la station météorologique du mont Chauve de juillet à septembre 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

Connaissant le régime de vent du sommet du mont Chauve, le comportement moyen de l’ozone du 9 juillet au 30 septembre 2007 peut maintenant être exposé et analysé (fig. 6.6). Le site topographique se traduit très nettement dans le profil journalier moyen des concentrations : la courbe est très lissée avec des valeurs comprises entre 98 et 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Le caractère très périurbain voire rural du site vient renforcer ce comportement ; probablement situé hors de la couche d’inversion thermique au cours de la nuit, et éloigné de toute source de polluants primaires, le minimum en début de matinée est le plus élevé de tous les minimums constatés jusqu’ici sur les autres stations fixes d’ozone des Alpes-Maritimes. Ce minimum se produit en moyenne entre 8h et 8h30. Étudié mois par mois, il subit un décalage temporel au fil de la saison ce qui semble indiquer que les mécanismes induisant le début de la hausse des concentrations sont initiés par le soleil (annexe VI.c). En effet, le début de la production photochimique, la mise en place du flux de brise de mer ou encore l’initiation de mouvements de convection permettant de rabattre une certaine quantité d’ozone présente à une altitude supérieure sont tous trois induits par le soleil. Ils connaissent ainsi un rythme calqué sur celui-ci. Une hausse s’ensuit jusqu’à 11h30 en moyenne, où les 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont légèrement dépassés. Elle se termine plus tôt en juillet (10h30) qu’en août (11h30) et qu’en septembre (12h30), Cette hausse intervient de manière synchrone à l’établissement de la brise de mer.

L’air advecté au mont Chauve survole la ville de Nice auparavant. Puis durant l’après-midi les concentrations d’ozone fluctuent entre 120 et 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jusqu’à 22h30 en moyenne. Débute alors une période de baisse très régulière à un rythme d’environ 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de moins par heure. Le début de la diminution des concentrations intervient alors que le flux de brise de terre s’installe. Il semblerait donc que la qualité de l’air au sommet du mont Chauve soit rythmée par l’alternance des flux de brises thermiques. Enfin la moyenne des concentrations horaires maximales de juillet à septembre s’établit à 127 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ contre 123, 108 et 118 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Nice Botanique, Nice Aéroport et Contes respectivement sur la même période (74 jours).

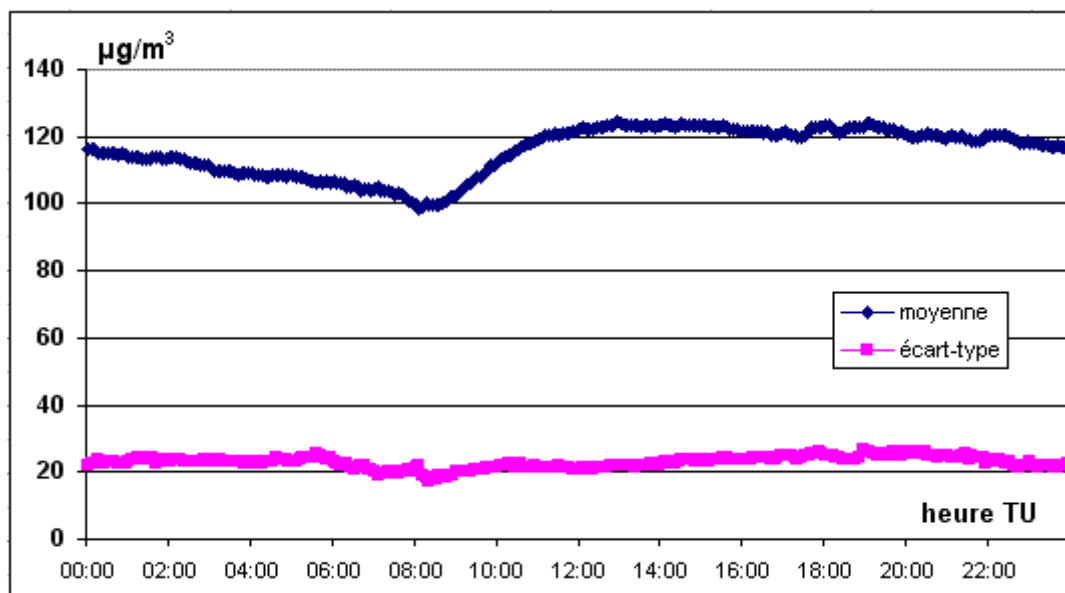


Figure 6.6 Profil journalier des concentrations moyennes d’ozone sur 5 minutes, et écart-types associés, au sommet du mont Chauve du 9 juillet au 30 septembre 2007.

Comme dans les autres points d’observation du département, le site du mont Chauve connaît un cycle hebdomadaire des concentrations d’ozone influencé par le rythme des émissions de polluants primaires liés au trafic routier (fig. 6.7). Le minimum absolu est atteint le mercredi matin (88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tandis que le maximum se produit le samedi après-midi (140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). L’allure du rythme hebdomadaire rappelle ceux observés dans le chapitre II concernant les stations d’ozone urbaines et périurbaines (cf. II.5.3).

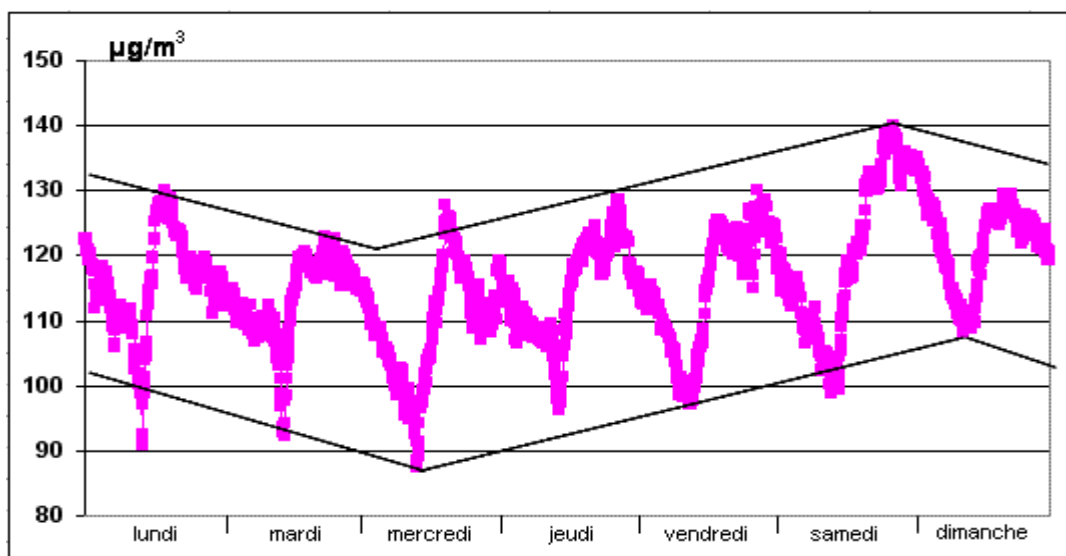


Figure 6.7 Rythme hebdomadaire des concentrations d’ozone au sommet du mont Chauve de juillet à septembre 2007.

Après l’étude de stations météorologiques de la bouée Côte d’Azur et du sommet du mont Chauve (toutes deux exemptes d’influences locales), il semblerait que les conditions de ventilation sont dominées par les flux synoptiques en mer tandis que sur terre un régime de brise thermique régit le déplacement des masses d’air. Ainsi d’éventuelles importantes quantités de polluants primaires et/ou secondaires pourraient être advectées depuis cent ou deux cents kilomètres en mer depuis le nord-est ou le sud-ouest de la bouée océanique de Météo France. Plus près du littoral, à la zone de transition entre ces flux synoptiques et la brise de mer, ces polluants pourraient alors être injectés dans un système de brise thermique plus fermé dans lequel de nouvelles sources polluantes contribueraient à dégrader encore un peu plus la qualité de l’air. L’objectif des mesures itinérantes d’ozone sur la commune de Nice, espace en contact direct avec les masses d’air d’origine maritime, vise à préciser cette hypothèse.

VI.1.3 – Mesures d’ozone préliminaires en milieu urbain et périurbain.

Comme pour les mesures itinérantes menées sur de plus grandes superficies dans le chapitre précédent, l’objectif est de capturer la variabilité spatiale et non temporelle de l’ozone. Or la stabilité temporelle des concentrations au cours de l’après-midi, définie comme le niveau d’équilibre diurne d’ozone (cf. II.4.2), ne dure que quelques heures. Dans la station de Nice Botanique, la plus proche avec celle de Nice Aéroport du parcours suivi lors des campagnes de mesures à Nice, les concentrations d’ozone sont stables durant trois à quatre heures en moyenne (fig. 6.8). Entre 12h et 16h les valeurs d’ozone ne varient presque pas (de 115 à 118 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Les mesures doivent donc être réalisées dans un temps inférieur. Des tests effectués en septembre 2006 ont permis d’établir pour la saison photochimique 2007 le parcours emprunté et le mode de déplacement choisi.

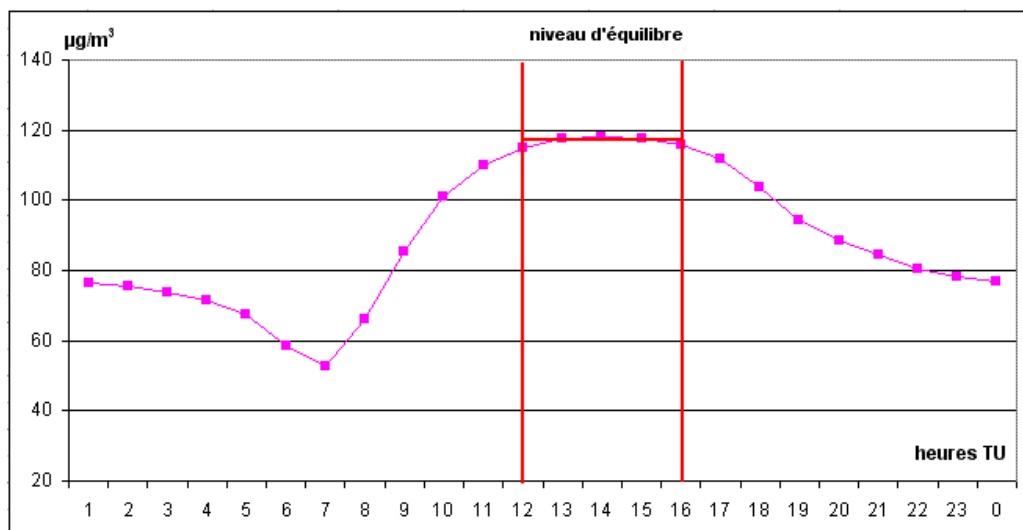


Figure 6.8 Moyennes horaires d’ozone à Nice Botanique pendant les saisons photochimiques de 1998 à 2005.

VI.1.3.1 – Campagnes d’essais en septembre 2006.

Afin d’optimiser la qualité des données récoltées de façon récurrentes, une période de test a été nécessaire ; les facteurs influençant les concentrations d’ozone en milieu urbain et périurbain étant nombreux, sept campagnes de mesures ont été menées en septembre 2006 (du 11 au 13 puis du 20 au 23, annexe VI.d). Ces journées correspondaient à des situations synoptiques propices à une dégradation de la qualité de l’air, de fortes concentrations d’ozone

étaient souhaitables pour juger l’exposition des différents espaces traversés. L’itinéraire emprunté débutait à Nice est, juste en dessous du mont Boron ; passant par le port, la Promenade des anglais était ensuite suivie jusqu’à son extrémité ouest avant de faire demi-tour. A mi-parcours avant le port un changement de direction s’opérait alors vers le nord pour traverser la ville en direction des collines périurbaines. Le canal de Gairaut permettait d’effectuer une courbe pour se diriger à nouveau vers le centre ville puis vers le littoral. Enfin après être passé par le port le parcours se terminait par le mont Boron avant de rejoindre l’arrivée. Pour conserver une plus grande fluidité dans les déplacements sur les axes très fréquentés, afin d’emprunter le canal de Gairaut (chemin de randonnée) et surtout dans le but de se déplacer sur la piste cyclable de la promenade des anglais parfaitement exposée au flux de brise de mer non perturbé par les émissions du trafic routier, l’utilisation d’un vélo comme moyen de déplacement s’est avérée judicieuse (fig. 6.9).

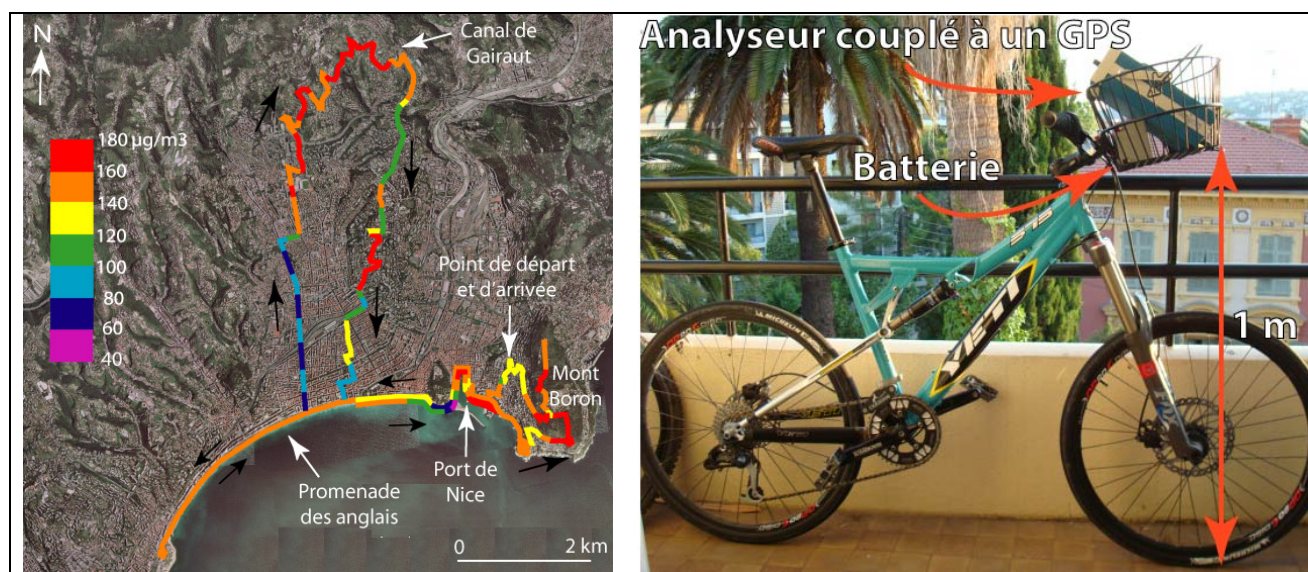


Figure 6.9 Mesures itinérantes d’ozone dans Nice le 21 septembre 2006 (à gauche), mode de transport et dispositif de mesure (à droite).

Le cas du 21 septembre 2006 montre de fortes concentrations d’ozone à proximité immédiate de la mer, au mont Boron mais également sur les collines périurbaines au nord de la ville. Au contraire en centre ville les valeurs sont très inférieures ; les axes empruntés, caractérisés par un trafic dense, correspondaient à des espaces de fortes émissions de monoxyde d’azote masquant l’ozone. Cependant quelques segments rouges apparaissent aussi en centre ville dès que la voie de circulation majeure n’est plus empruntée ; en seulement quelques dizaines de mètres les concentrations d’ozones peuvent à nouveau s’exprimer : durant le retour des collines au littoral, l’alternance de segments verts, oranges, jaunes et rouges illustrent ces propos. Donc pour mesurer à la fois le signal d’ozone d’origine maritime et l’éventuelle modification des propriétés chimiques de la masse d’air lors de son passage sur les collines au nord de la ville, il conviendra d’emprunter des routes peu fréquentées afin de disposer de concentrations ayant un sens spatialement.

VI.1.3.2 – Caractéristiques des mesures itinérantes d’avril à septembre 2007.

L’itinéraire suivi est le même pour l’ensemble des journées de mesures afin de disposer d’une base de données exploitables pour des traitements ultérieurs (fig. 6.10). En synthétisant l’ensemble des paramètres exposés ci-dessus il convient d’éviter les canyons urbains, à forte circulation, synonymes de fortes émissions de polluants primaires piégeant

l’ozone, et de favoriser les axes bien ventilés faiblement fréquentés par les véhicules motorisés. Ainsi par rapport à 2006, la portion traversant le centre ville du sud au nord est abandonnée au profit du vallon de la Madeleine qui rejoint le quartier de Saint Pancrace par le chemin du génie. Ces trois secteurs correspondent à des espaces périurbains de Nice où la pollution par l’ozone n’est que ponctuellement affectée par un faible trafic routier. Le sens suivi est le même que précédemment. Le parcours déterminé (45 km) a été emprunté 85 fois au cours de la saison photochimique 2007. La durée moyenne du trajet est d’un peu moins de deux heures. Une mesure d’ozone étant enregistrée toutes les 10 secondes, ce sont environ 720 concentrations d’ozone qui sont géo référencées par GPS pour chaque campagne de mesures. La difficulté principale de ce travail est d’appréhender au mieux la période de stabilité des concentrations d’ozone au cours de l’après-midi. La qualité des mesures, et donc la validité des traitements effectués par la suite, en découlent.

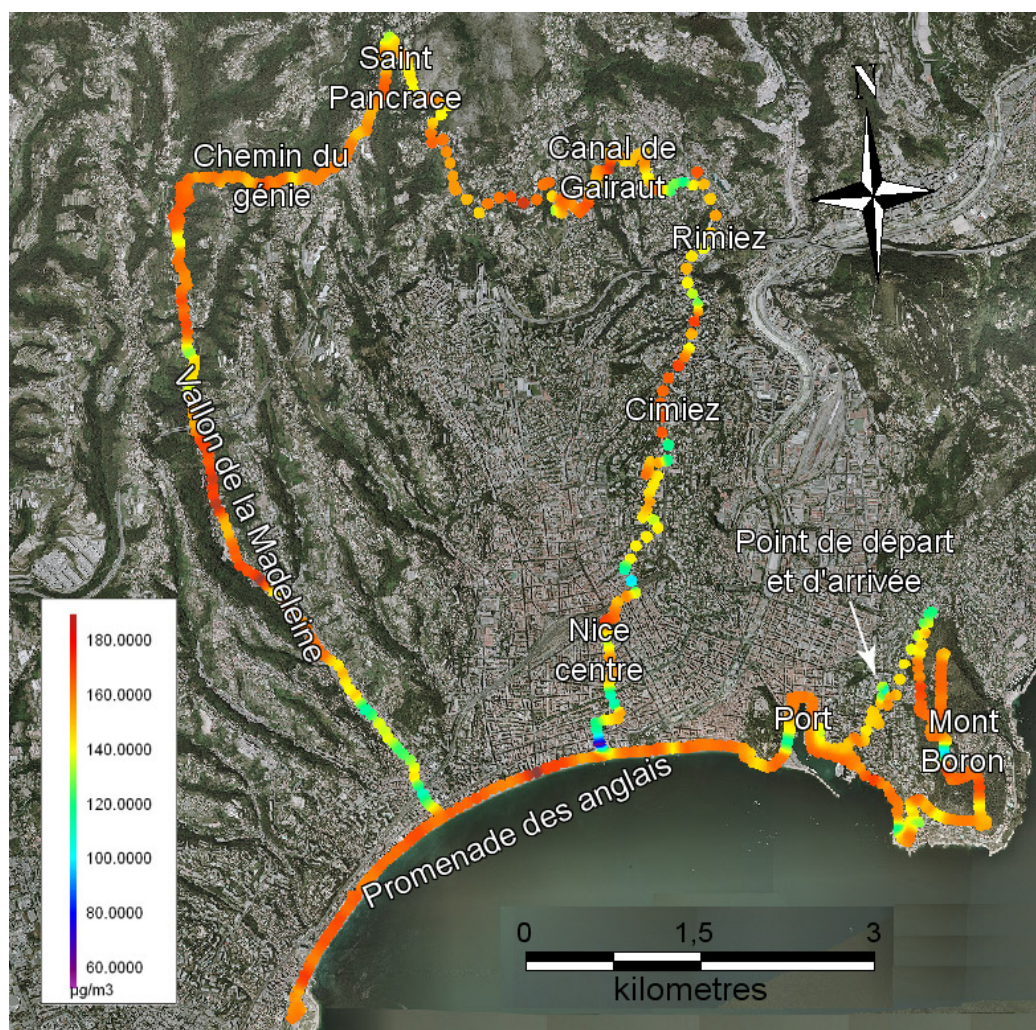


Figure 6.10 Parcours emprunté pour les 85 campagnes de mesures d’ozone d’avril à septembre 2007. Exemple du 22 avril 2007.

Ce paragraphe introductif à l’important travail de terrain présente le cadre général des mesures durant la saison photochimique 2007 qui n’a malheureusement pas été caractérisée par de forts épisodes de pollution. Cependant la quantité de campagnes réalisées a permis de couvrir un grand nombre de types de temps différents, des situations anticycloniques ensoleillées et chaudes aux passages de talwegs dépressionnaires frais et venteux. Ainsi les traitements statistiques des mesures récoltées pourront permettre de mieux cerner la variabilité spatiale et temporelle de l’ozone en fonction des espaces et des conditions météorologiques.

VI.2 – MESURES ET SPATIALISATION DE L’OZONE EN MILIEU URBAIN ET PERIURBAIN.

Après avoir sélectionné les jours de mesures répondant au critère de stabilité temporelle des niveaux d’ozone au cours des relevés de terrain, les outils de statistiques descriptives synthétisent la grande quantité de données récoltées : à partir de l’aspect moyen de la configuration spatiale de l’ozone dans la commune de Nice, des types d’espace sont construits. Selon leur type, chaque espace est plus ou moins influencé par certains facteurs relatifs aux conditions météorologiques ou plutôt aux sources d’émission de polluants primaires. Au cours des six mois de mesures une configuration spatiale moyenne s’est largement imposée mais a parfois cédé sa place à d’autres agencements spatiaux.

VI.2.1 – Sélection des jours de mesures.

Bien qu’ayant mené ces mesures itinérantes avec la plus grande rigueur, certaines campagnes de mesures se sont avérées inexploitable. Outre les problèmes techniques parfois rencontrés (batteries, dysfonctionnement de l’analyseur), les concentrations d’ozone n’ont pas toujours été stables dans les stations fixes d’AtmoPaca pendant les deux heures de mesures. Les stations de Nice Botanique, de Nice aéroport et de Contes ont servi de référence pour établir la stabilité temporelle du niveau d’ozone (à l’aide des moyennes quart-horaire). Ces trois analyseurs sont les plus proches du parcours de mesures suivi : moins d’un kilomètre pour les deux stations de Nice et moins de dix kilomètres pour celle de Contes. L’analyseur

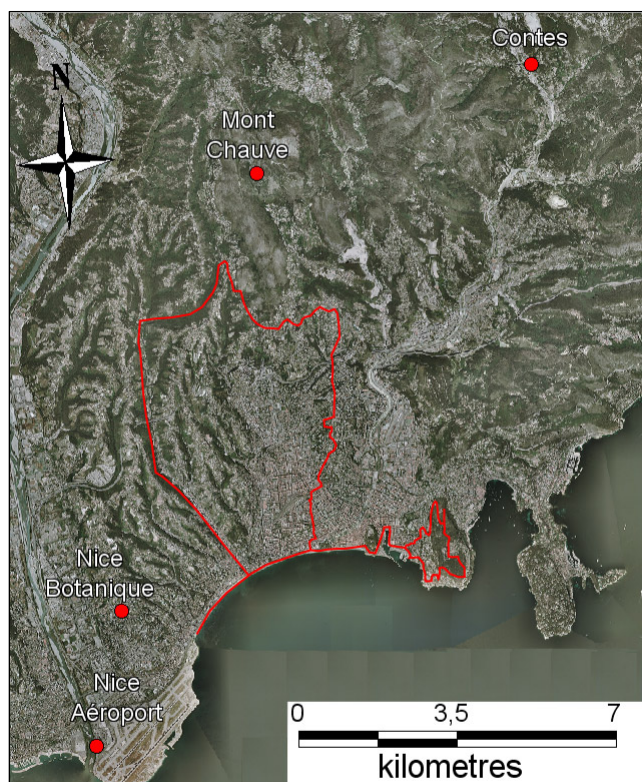


Figure 6.11 Parcours de mesures et analyseurs fixes permettant de déterminer la stabilité temporelle de l’ozone

portable placé au sommet du mont Chauve a également permis cette vérification (fig. 6.11). Dès que la variation à la hausse comme à la baisse a excédé les $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans au moins deux des quatre stations fixes, la journée a été supprimée. Ainsi 70 cas sur les 85 initiaux sont considérés comme présentant une stabilité temporelle des concentrations d’ozone lors du déroulement des mesures. Ces journées sont réparties de manière plutôt homogène sur l’ensemble des mois d’avril à septembre 2007 (tab. 6.1). La durée exacte de chaque campagne de mesures varie légèrement ce qui entraîne un nombre variable de points de mesures (environ 720 en 2 heures). Un parcours type est défini, constitué de 765 points et chaque cas est adapté à ce schéma afin d’obtenir une matrice de 70 variables (jours) et 765 observations (points de l’espace).

Tableau 6.1 Nombre de campagnes de mesures exploitables par mois d’avril à septembre 2007.

avril	mai	juin	juillet	août	septembre
13	13	15	10	10	9

VI.2.2 – Aspects généraux de la pollution par l’ozone à fine échelle à Nice.

A partir de la configuration moyenne des valeurs d’ozone récoltées sur le terrain, les types d’espace mis en place permettent d’approfondir les hypothèses sur les plus ou moins grandes disparités spatiales observées, notamment en fonction de l’intensité du brassage de l’air. Par ailleurs les aspects moyens mensuels des campagnes de mesures et des données fixes d’AtmoPACA illustrent parfaitement la vigueur modérée de la saison photochimique 2007.

VI.2.2.1 – Configuration spatiale moyenne de l’ozone d’avril à septembre 2007.

La matrice de concentrations d’ozone construite après l’ensemble des mesures terrain propose une base de données assez novatrice dans le sens où jamais encore une telle expérience n’avait été menée. Outre la possibilité de calculer la valeur moyenne rencontrée au cours de chaque jour, supprimant ainsi l’information spatiale, il est plus logique d’établir la moyenne des concentrations d’ozone par point du parcours suivi. Le graphique et la cartographie des résultats font apparaître les disparités spatiales (fig. 6.12 et 6.13). En moyenne le littoral est le plus exposé à la pollution par l’ozone : les concentrations s’élèvent à $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les 70 jours de mesures. Les collines périurbaines rencontrent aussi des valeurs moyennes élevées, de l’ordre de $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (au nord, à l’ouest et dans l’extrême sud-est de la figure 6.13). Enfin des niveaux plus faibles concernent le centre ville et de manière générale les axes à fort trafic routier ; les concentrations d’ozone chutent même aux points nodaux de circulation et dans les rues canyon. Par ailleurs le port de Nice connaît aussi des niveaux plutôt faibles ; en effet la présence de ferries rejetant une grande quantité de polluants primaires piège l’ozone. Cet aspect moyen propose un aperçu de la grande variabilité spatiale de ce polluant : les variations sont parfois brutales selon l’influence de tel ou tel facteur (exposition à la brise de mer, proximité d’une source de pollution primaire, intensité de la ventilation et du renouvellement de l’air). Les plus forts écarts-type se rencontrent au port de Nice ; la raison est la présence non systématique des ferries en fonction des jours et des heures de passage. Ainsi quelque soit le niveau d’équilibre de la journée, leur présence fait considérablement chuter les concentrations (jusqu’à $20\text{-}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De même des écarts-type élevés concernent le mont Boron : la cause est identique à celle du port de Nice ; des bateaux de croisière stationnant dans la rade de Villefranche/mer émettent des panaches de fumée qui détruisent une grande part d’ozone lorsque le vent les advecte sur cette colline.

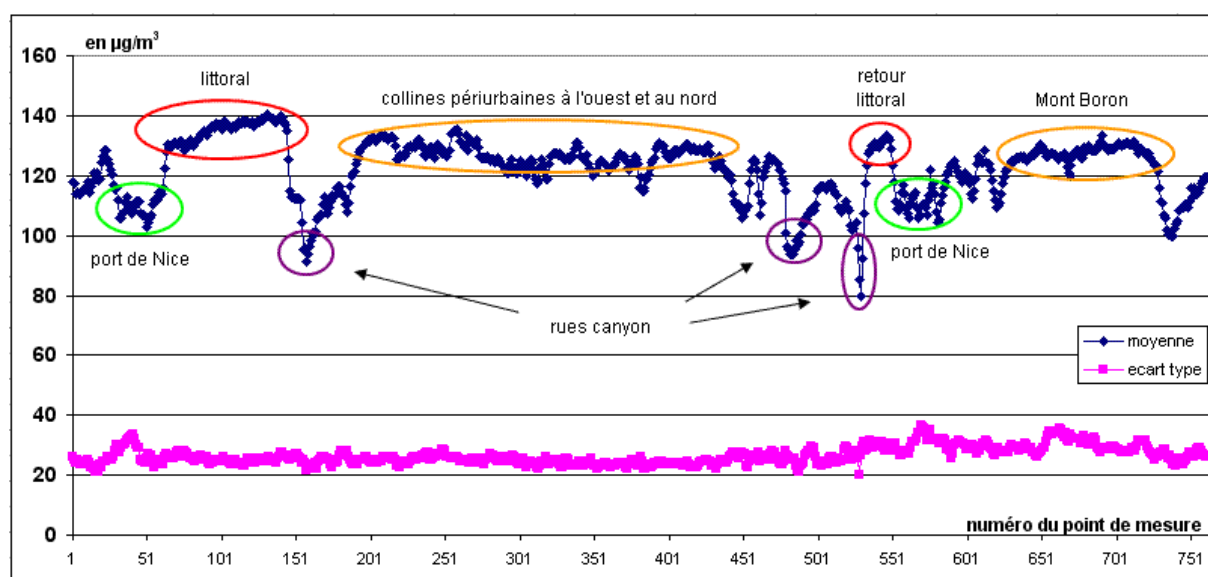


Figure 6.12 Moyennes et écart-types des concentrations d’ozone enregistrées au cours des 70 jours de mesures itinérantes à Nice d’avril à septembre 2007.

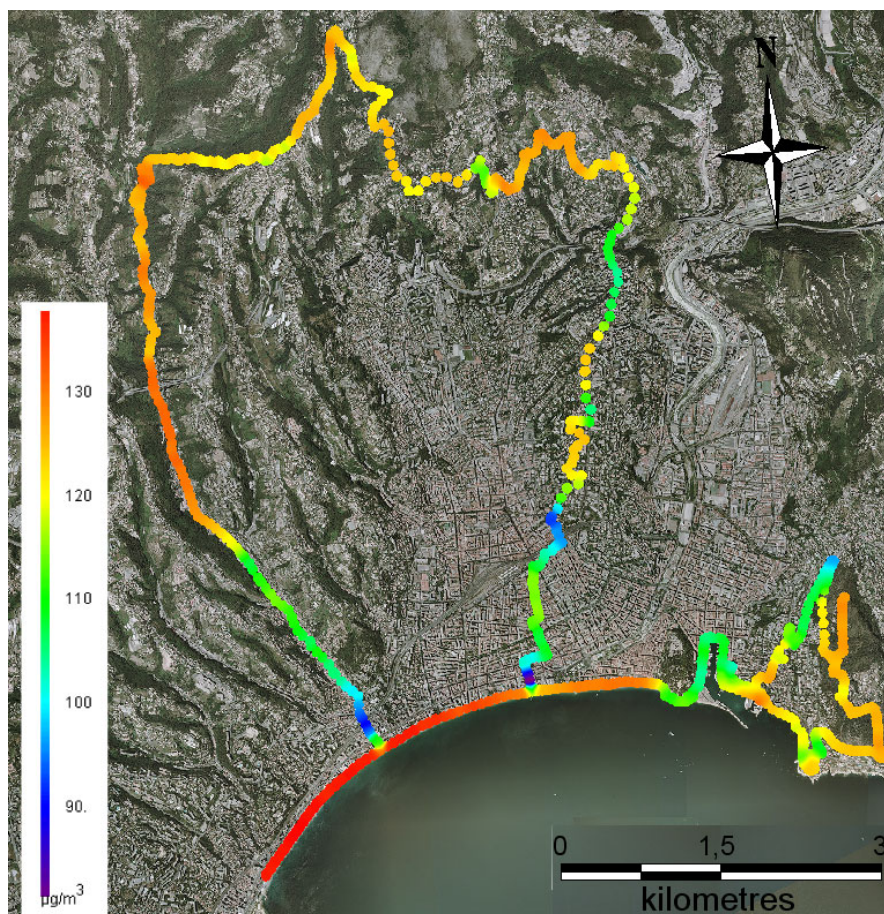


Figure 6.13 Configuration spatiale moyenne de la pollution par l’ozone à Nice au cours des mesures itinérantes d’avril à septembre 2007 (l’échelle des couleurs n’est pas conventionnelle afin de mettre en valeur les disparités spatiales).

VI.2.2.2 – Variabilité temporelle et spatiale de l’ozone d’avril à septembre 2007.

L’aspect moyen présenté ci-dessus masque en réalité d’importants écarts journaliers. L’observation des configurations spatiales moyennes par mois permet déjà d’établir une hiérarchie photochimique au cours de la saison 2007 (fig. 6.14). Celle-ci est largement influencée par les conditions météorologiques générales et locales exposées dans le premier paragraphe de ce chapitre (cf. VI.1.1). Le mois d’avril est particulièrement pollué, fait exceptionnel pour l’ozone qui demeure habituellement discret en début de saison. La précocité de la chaleur et la forte occurrence de situations anticycloniques ont permis production et accumulation d’ozone. Le mois de juin est le moins pollué en raison de la récurrence d’épisodes de vent fort. Les quatre autres mois sont proches avec toutefois un mois de juillet légèrement en retrait. Excepté pour avril, les concentrations d’ozone mesurées durant la saison photochimique 2007 ont globalement été plutôt modérées et la moyenne des maximums horaires journaliers enregistrés à Nice Botanique s’établit seulement à $122 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sans pour autant faire partie des années les moins polluées par l’ozone, 2007 est loin des records de 2003 et même des années denses en épisodes photochimiques comme 2005 ou 2006 (cf. III.1.2.2). A Nice Aéroport et à Contes, stations sans références antérieures, les maximums horaires journaliers moyens s’établissent à 111 et $116 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement.

Par ailleurs, spatialement, une différence majeure est constatée en moyenne sur les six mois mais également mois après mois. En effet si les niveaux d’ozone atteints sur le littoral et dans les collines à l’ouest, au nord et au sud-est de Nice sont les mêmes pour mai, d’importants écarts s’observent entre ces espaces le reste du temps. Comment expliquer ces

différences locales ? Quels sont les facteurs capables d’entraîner une perte d’ozone entre le littoral, exposé au flux marin, et les espaces périurbains collinaires de Nice ? Est-ce simplement le fruit de réaction de titration d’ozone avec le monoxyde d’azote, ou est-ce la rugosité de surface offerte à la masse d’air depuis son déplacement sur terre qui induit ces écarts ? Est-ce qu’une ou plusieurs variables météorologiques sont susceptibles d’expliquer ce phénomène ?

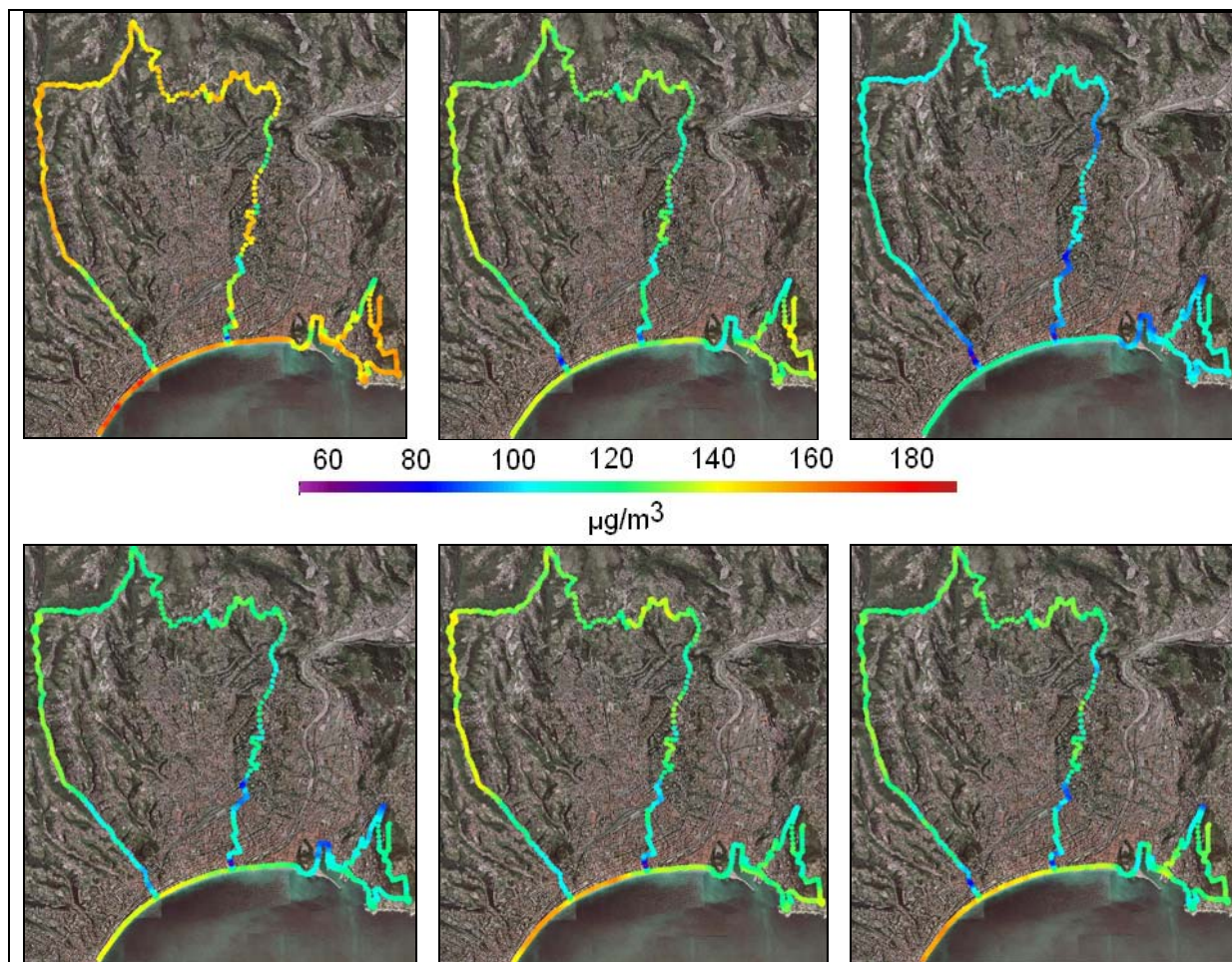


Figure 6.14 Configurations spatiales moyennes mensuelles des concentrations d’ozone d’avril à septembre (de gauche à droite et de haut en bas) 2007.

VI.2.3 – Propriétés du vent et disparités littoral intérieur.

L’hypothèse de l’influence de la rugosité de surface sur la destruction d’ozone par dépôt sec pourrait expliquer les écarts observés entre les niveaux d’ozone ambiants de la masse d’air d’origine marine et ceux des espaces collinaires périurbains de Nice. En effet la bouée Côte d’Azur qui mesure notamment la hauteur des vagues permet d’étudier la relation entre l’ozone et la rugosité de la surface de l’eau. Plus les vagues sont importantes et plus la surface de la mer offre une grande superficie de contact avec l’air ; or le calcul du coefficient de corrélation entre l’ozone mesuré sur la promenade des anglais et la hauteur des vagues enregistrées à 60 kilomètres au sud-est à 12h TU est de -0,58 (-0,56 à 15h TU). Cette assez bonne corrélation négative est en accord avec la littérature (cf. I.1.2.5) et semble indiquer que plus la vitesse du vent en mer est élevée et plus la houle est importante (vitesse du vent et hauteur de vagues ont un coefficient de corrélation de 0,66 à 12h et 0,76 à 15h), et plus les vitesses de destruction d’ozone au contact de l’eau sont grandes également. Ainsi lorsque la rugosité d’une surface

(quantifiable en mer par l’intensité de la houle) augmente, plus la destruction d’ozone paraît augmenter aussi (la baisse des concentrations d’ozone pourrait être simplement le fruit d’une plus forte dilution des polluants par vent fort). Donc la rugosité de surface proposée par un espace urbain et périurbain collinaire pourrait aussi avoir un impact négatif sur les concentrations d’ozone.

Dans le cas d’une surface solide, indéformable quelque soit la vitesse du vent, la relation entre les quantités d’ozone et l’intensité du renouvellement de la masse d’air pourrait être différente voire même opposée à la relation observée en mer : plus les vitesses de vent sont élevées, plus l’apport d’ozone au voisinage des surfaces est grand et plus les réactions de dépôt sec sont intenses ; cependant est-ce que cet apport continu d’ozone ne masquerait pas la destruction thermodynamique ? A l’inverse, moins la turbulence atmosphérique est grande et moins la réaction de l’ozone avec les surfaces serait masquée par le renouvellement de la masse d’air, alors même que l’intensité de la destruction est moins forte. Ainsi afin d’élucider les disparités spatiales de l’ozone entre le littoral et l’intérieur, les relations entre ce polluant et la vitesse du vent au mont Chauve et à la bouée Côte d’Azur sont étudiées.

VI.2.3.1 – Définition des espaces littoraux et intérieurs.

Pour croiser les données météorologiques et les mesures d’ozone il est nécessaire de prendre appui sur des types d’espaces précis. En effet les différentes configurations spatiales de l’ozone à Nice exposées jusqu’ici mettent en valeur plusieurs niveaux de pollution induits par l’influence cumulée d’une multitude de facteurs. Sans avoir la prétention et les capacités de vouloir isoler tel ou tel facteur, il est plus juste, afin d’établir des relations avec la vitesse du vent, de ne prendre en compte que les espaces susceptibles de ne pas être sous le joug des émissions de polluants primaires. Autrement dit, l’intérêt doit se porter sur les portions du parcours les plus exposées à l’ozone. Un découpage de la configuration spatiale moyenne par seuil d’ozone observé aboutit à la définition de dix types d’espaces (annexe VI.e). Seuls les trois types les plus affectés par l’ozone sont conservés pour préciser l’intensité des relations entre la vitesse du vent et l’ozone (fig. 6.15). Il s’agit de la promenade des anglais (espace littoral influencé par un flux marin), de la partie supérieure du vallon de la Madeleine, de Saint Pancrace, du canal de Gairaut et enfin du mont Boron (espaces intérieurs).

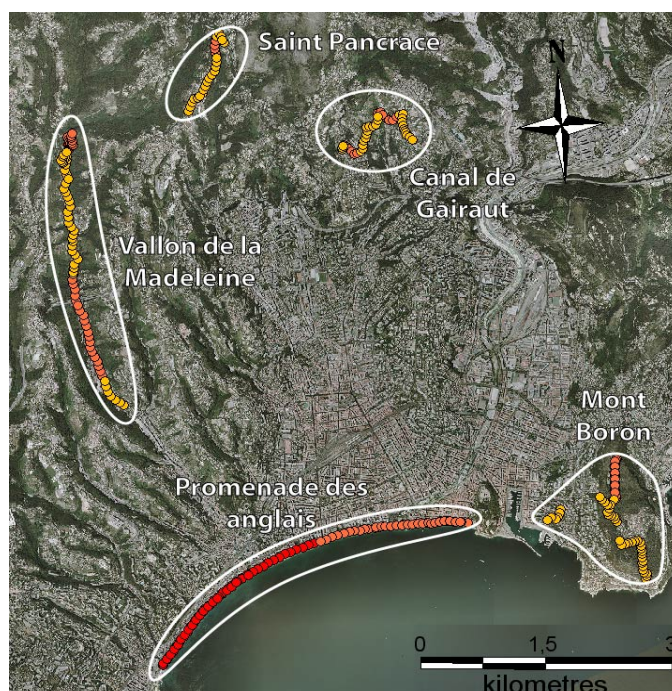


Figure 6.15 Zones retenues pour établir l’intensité des relations entre l’ozone et la vitesse du vent.

VI.2.3.2 – Relation entre les conditions météorologiques et les disparités spatiales d’ozone.

Les données utilisées afin de déceler d’éventuelles covariations sont issues de la station du mont Chauve et de la bouée Côte d’Azur définies comme représentatives des conditions météorologiques générales concernant le département. L’ensemble des variables mesurées (température de l’air T, température du point de rosée Td, humidité relative HR, vitesse du vent V, pression P, rayonnement solaire au mont Chauve RS, hauteur H vag. et période des vagues P vag. à la bouée) a été croisé avec les concentrations d’ozone moyennes relevées par types d’espace précédemment exposés ; finalement seul l’ouest de la promenade des anglais a été retenu pour représenter le type « espace littoral » : en rouge sur la figure 6.15, cette zone connaît en moyenne de plus fortes concentrations d’ozone que la partie est de la promenade qui semble être parfois influencée par les émissions du port de Nice en fonction du flux de surface. L’objectif est alors d’élaborer des hypothèses explicatives sur les écarts mesurés entre cette portion littorale, influencée seulement par la masse d’air d’origine marine, et les quatre autres espaces soumis à la même masse d’air qui est cependant dénaturée durant son passage sur une surface plus rugueuse que la mer d’une part, et par l’introduction d’autres polluants atmosphériques en son sein d’autre part. Il s’agit donc d’établir des coefficients de corrélation entre les valeurs absolues d’ozone et les variables météorologiques dans un premier temps puis d’étudier également l’intensité des relations entre les disparités spatiales d’ozone et ses mêmes variables météorologiques.

Les mesures d’ozone ayant été effectuées le plus fréquemment entre 13h et 15h ou entre 14h et 16h (TU), ce sont les conditions météorologiques de 12h et de 15h qui prévalent ; toutefois celles de 9h retiennent également l’attention puisqu’elles sont susceptibles de préparer les conditions favorables ou non à une faible ou une forte pollution par l’ozone. Sur les 70 campagnes de mesures itinérantes d’avril à septembre, seule la bouée Côte d’Azur fournit des données sur la même période, la station du mont Chauve n’ayant été installée qu’au début du mois de juillet, les corrélations ne sont donc calculées que pour la période juillet-septembre (tab. 6.2).

Tableau 6.2 Synthèse des coefficients de corrélation entre les concentrations d’ozone récoltées durant les mesures itinérantes par espace et les variables météorologiques par station à 9h, 12h et 15h TU d’avril à septembre 2007 pour la bouée Côte d’Azur et de juillet à septembre 2007 pour le mont Chauve.

Mont Chauve								Bouée Côte d'Azur							
		O3 prom	O3 prom est	O3 mad	O3 st pan	O3 canal	O3 boron			O3 prom	O3 prom est	O3 mad	O3 st pan	O3 canal	O3 boron
9h	T	0,62	0,49	0,43	0,28	0,39	0,28	9h	T	0,02	-0,08	0,01	-0,02	0,03	-0,19
	Td	-0,03	-0,08	0,37	0,32	0,19	0,02		T mer	-0,11	-0,18	-0,05	-0,09	-0,04	-0,28
	HR	-0,22	-0,25	0,08	0,12	0,00	-0,09		Td	0,18	0,12	0,17	0,11	0,16	-0,03
	V	-0,05	0,00	0,19	0,18	0,11	-0,13		HR	0,26	0,29	0,28	0,22	0,24	0,19
	P	0,03	-0,02	-0,31	-0,29	-0,31	-0,25		V	-0,47	-0,47	-0,41	-0,42	-0,41	-0,39
	RS	0,24	0,16	0,00	0,11	0,09	0,21		P	0,48	0,38	0,28	0,27	0,25	0,21
									H vag	-0,58	-0,55	-0,47	-0,44	-0,49	-0,45
12h	T	0,61	0,57	0,53	0,30	0,40	0,25	12h	T	0,04	-0,05	0,03	-0,01	0,04	-0,17
	Td	0,09	0,17	0,33	0,31	0,27	0,14		T mer	-0,11	-0,17	-0,07	-0,10	-0,07	-0,29
	HR	-0,21	-0,25	-0,07	0,06	-0,06	-0,04		Td	0,20	0,15	0,18	0,12	0,18	0,02
	V	-0,13	-0,30	-0,16	-0,04	-0,16	-0,34		HR	0,25	0,28	0,23	0,19	0,21	0,23
	P	-0,05	-0,10	-0,36	-0,36	-0,38	-0,28		V	-0,36	-0,35	-0,38	-0,39	-0,36	-0,32
	RS	-0,05	0,10	0,12	-0,11	-0,07	0,00		P	0,49	0,40	0,32	0,30	0,26	0,24
									H vag	-0,58	-0,54	-0,47	-0,46	-0,48	-0,45
15h	T	0,52	0,47	0,51	0,32	0,37	0,27	15h	T	0,07	-0,03	0,04	-0,03	0,01	-0,16
	Td	0,25	0,20	0,40	0,37	0,33	0,23		T mer	-0,16	-0,20	-0,12	-0,16	-0,13	-0,28
	HR	-0,15	-0,13	-0,10	0,02	-0,05	-0,02		Td	0,13	0,07	0,10	0,01	0,10	0,04
	V	-0,48	-0,36	-0,47	-0,46	-0,37	-0,39		HR	0,12	0,14	0,10	0,06	0,13	0,24
	P	-0,07	-0,09	-0,37	-0,37	-0,38	-0,27		V	-0,43	-0,37	-0,40	-0,36	-0,34	-0,26
	RS	-0,24	-0,23	-0,30	-0,36	-0,34	-0,19		P	0,41	0,34	0,28	0,25	0,25	0,20
									H vag	-0,56	-0,52	-0,49	-0,45	-0,49	-0,44
								P vag	0,38	0,34	0,45	0,41	0,37	0,27	

Cette première confrontation des valeurs de pollution et des conditions météorologiques n’est pas très concluante. En effet la majorité des coefficients de corrélations sont très faibles voire nuls. Pour le mont Chauve seule la température présente une corrélation de plus de 0,60 avec l’ozone sur la promenade des Anglais à 9h et à 12h ; la vitesse du vent entretient aussi une faible relation pour l’échéance de 15h avec l’ozone sur la promenade, dans le vallon de la Madeleine et à Saint Pancrace ; les autres variables climatiques sont très peu liées aux concentrations d’ozone quelque soit l’espace considéré. Quant à la bouée Côte d’Azur, excepté la relation déjà abordée entre la hauteur des vagues et l’ozone, seules la vitesse du vent et la pression atmosphérique sont liées faiblement à la pollution pour les trois pas horaires et surtout sur la promenade à l’ouest comme à l’est. Ainsi la variable vitesse du vent covarie en partie dans les deux cas avec l’ozone. Les disparités spatiales observées sur les configurations moyennes seraient-elles liées à ce facteur ?

Avant d’établir les relations entre la vitesse du vent et les écarts de concentrations d’ozone dans l’espace, il a fallu les déterminer ; la zone jugée comme référence des quantités d’ozone intrinsèques à la masse d’air est la partie ouest de la promenade des anglais ; les différences sont évaluées avec cet espace (tab. 6.3). En moyenne les écarts atteignent 8 à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre le littoral et l’intérieur. Seulement 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ séparent la promenade du mont Chauve. L’aspect moyen est cependant soumis à une forte variabilité avec des écarts-type de l’ordre de 13 à 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Si en moyenne l’intérieur est moins exposé à l’ozone que le littoral il existe des cas où l’inverse se produit également (cf. VI.3). Les coefficients de corrélation représentant l’intensité de la relation entre les disparités spatiales d’ozone et celles des vitesses de vent sont encore plus faibles que précédemment pour les valeurs absolues (tab. 6.4). Seuls deux cas se distinguent ; les vitesses de vent mesurées à 9h à la bouée présentent avec les écarts d’ozone entre le littoral et le mont Chauve un coefficient de corrélation de -0,55. Le second cas remarquable propose toutefois une relation très ténue entre la vitesse du vent au mont Chauve à 15h et les écarts d’ozone entre ce même site et le littoral. Ainsi plus le vent en mer est fort est moins les disparités spatiales sont importantes entre le sommet du mont Chauve et la promenade des anglais. Pour les autres disparités spatiales il n’existe aucun lien avec la vitesse du vent. Ces résultats très contrastés impliquent la poursuite des recherches qui s’orientent vers l’existence d’une relation non linéaire entre l’ozone et la vitesse du vent.

Tableau 6.3 Disparités spatiales moyennes et leurs écart-types en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ associés entre la promenade des anglais et les espaces intérieurs. La différence avec le mont Chauve est calculée avec les concentrations moyennes d’ozone de 15h TU.

disparités	prom-mad	prom-pan	prom-canal	prom-boron	prom-chauve
moyenne	8,0	9,9	8,5	8,4	4,0
écart-type	12,9	13,9	12,6	15,1	13,4

Tableau 6.4 Synthèse des coefficients de corrélation entre les disparités spatiales d’ozone constatées lors des mesures itinérantes et la vitesse du vent à 9h, 12h et 15h TU à la bouée Côte d’Azur d’avril à septembre 2007 et au mont Chauve de juillet à septembre 2007.

corrélation		prom-mad	prom-pan	prom-canal	prom-boron	prom-chauve
Bouée	9h	-0,12	-0,19	-0,21	-0,07	-0,55
	12h	0,04	-0,01	-0,06	-0,04	-0,11
	15h	-0,11	-0,16	-0,24	-0,22	-0,13
Mont Chauve	9h	-0,29	-0,19	-0,16	0,01	0,00
	12h	0,03	-0,14	0,01	0,26	0,00
	15h	-0,02	-0,08	-0,11	-0,01	-0,35

VI.2.3.3 – Caractérisation des concentrations d’ozone et des disparités spatiales par plage de vitesses de vent.

L’ozone est un polluant atmosphérique qui entretient une multitude de relations avec d’innombrables facteurs. Le calcul d’un coefficient de corrélation pour caractériser l’intensité d’un lien entre deux variables présuppose une linéarité dans la relation. Or ce polluant photochimique réagit fréquemment selon des seuils ; par conséquent son comportement n’est pas linéaire. Afin de mieux appréhender l’éventuelle relation entre l’ozone et la vitesse du vent il convient alors d’étudier minutieusement les variations de l’un en fonction de l’autre. Ainsi les moyennes d’ozone par espace et par classe de vitesses de vent dans les deux stations météorologiques ont été calculées pour 9h, 12h et 15h (fig. 6.16). L’observation des graphiques montre en effet une relation non linéaire entre les niveaux d’ozone et la vitesse du vent (excepté à 15h pour les vitesses de vent du mont Chauve) : globalement quelque soit la force du vent, les concentrations d’ozone sont semblables jusqu’à 4 ou 5 m/s ; elles ont même tendance à augmenter alors que le vent se renforce à la bouée Météo-France à 15h.

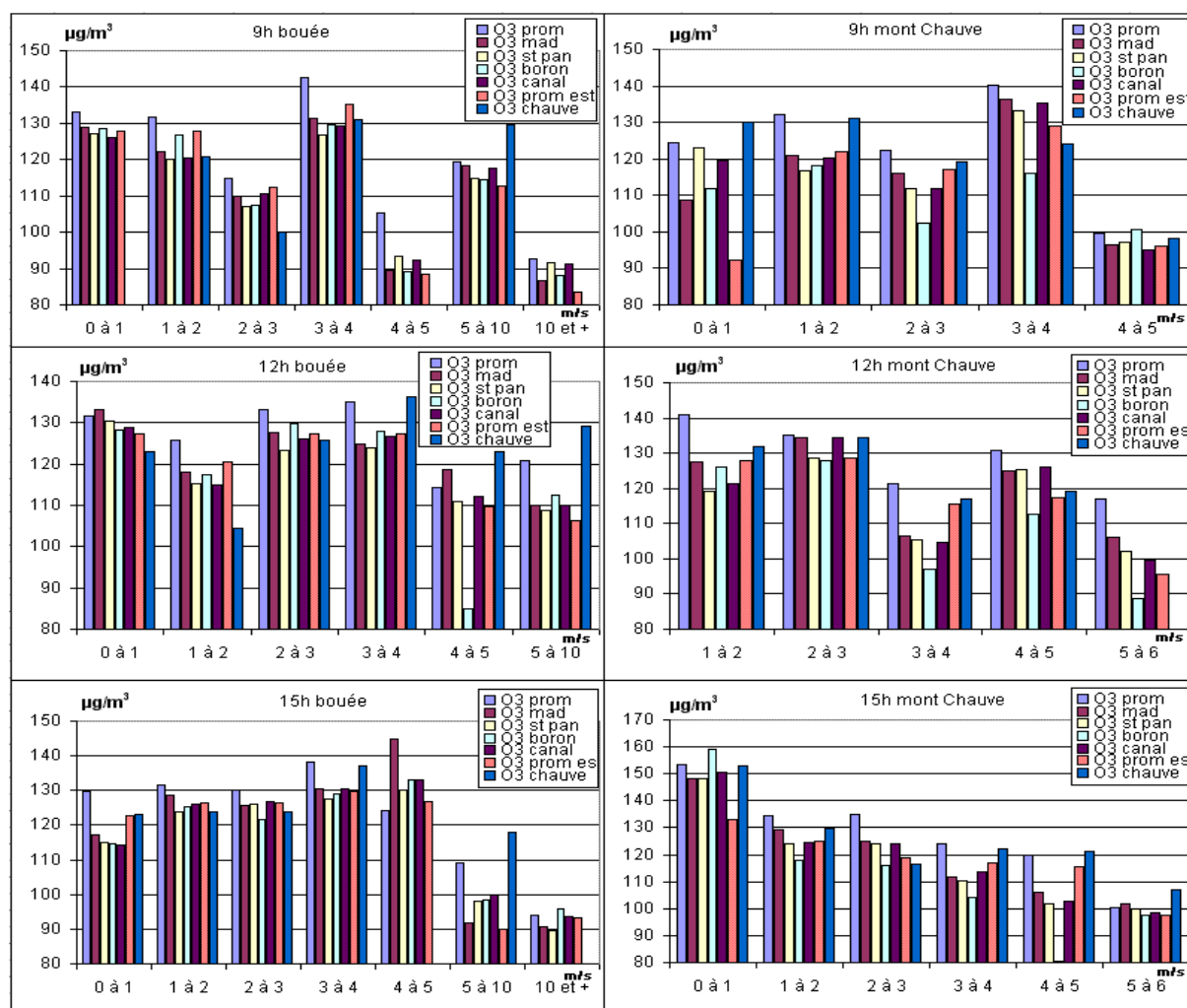


Figure 6.16 Concentrations d’ozone moyennes par espace et par classe de vitesses de vent à 9h, 12h et 15h TU à la bouée Côte d’Azur d’avril à septembre 2007 et au mont Chauve de juillet à septembre 2007.

Quant aux écarts entre les niveaux d’ozone du littoral et des différents espaces intérieurs, ils ne présentent aucun comportement régulier avec les classes de vitesses de vent (fig. 6.17). L’impossibilité d’interpréter de tels graphiques provient en partie du fait que le nombre de cas effectifs pour certaines classes et certains pas horaires sont très faibles ; la significativité des

résultats s’en trouve ainsi affectée. Il est donc préférable de n’observer que l’allure générale du graphique.

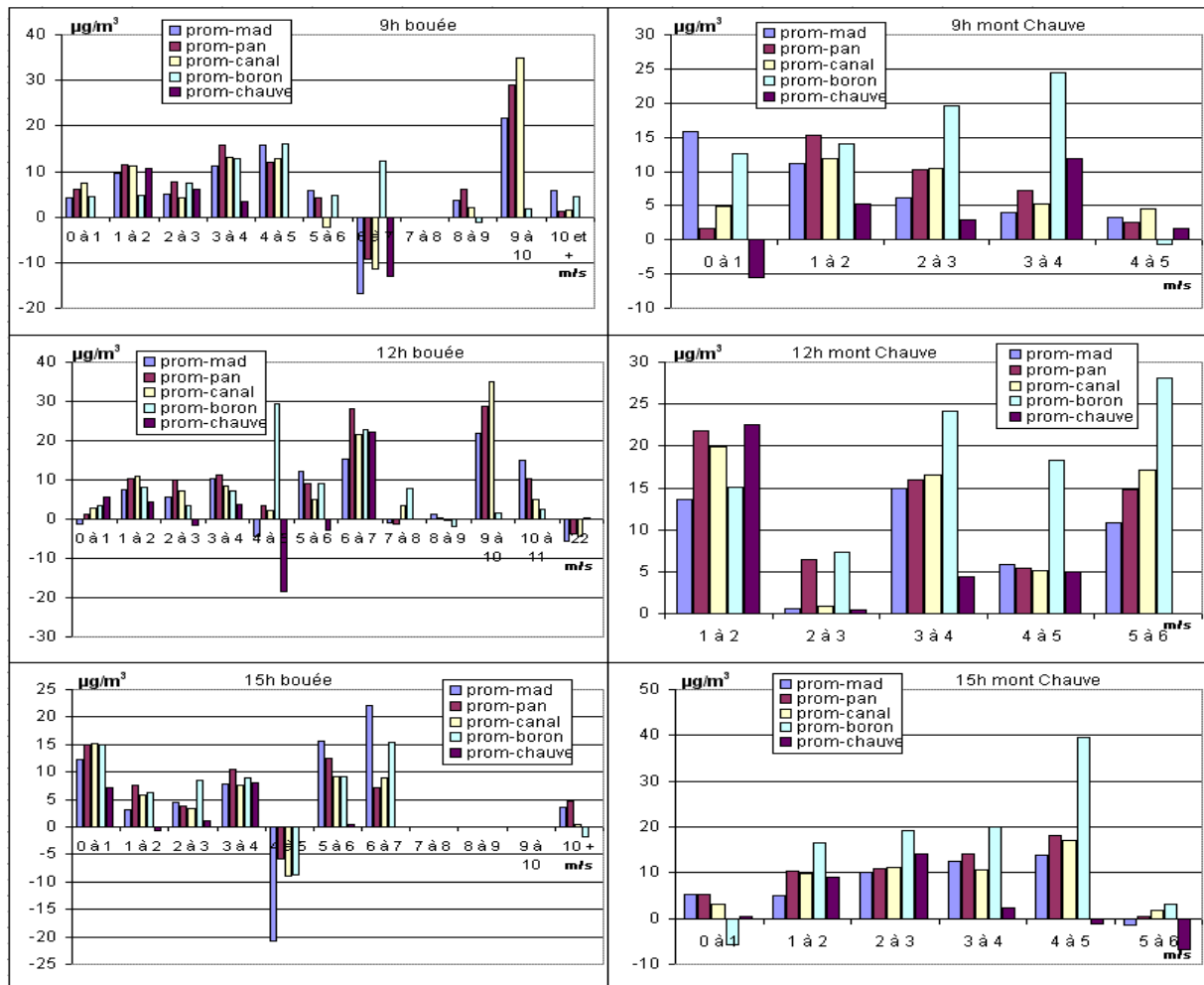


Figure 6.17 Ecarts moyens entre les concentrations d’ozone entre le littoral et les espaces intérieurs et par classe de vitesses de vent à 9h, 12h et 15h TU à la bouée Côte d’Azur d’avril à septembre 2007 et au mont Chauve de juillet à septembre 2007.

Ne trouvant pas d’explications d’origine météorologique aux disparités littoral / intérieur il convient de comparer les concentrations moyennes d’ozone des différents espaces aux teneurs moyennes observés dans les stations d’AtmoPaca au cours des 70 mêmes journées afin de s’assurer que les écarts ne sont pas induits par les émissions de monoxyde d’azote inévitables sur les routes fréquentées (tab. 6.5). Les différences sont plus ténues entre la promenade des anglais et Nice Botanique avec seulement 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moins dans la station fixe, mais elles semblent bien présentes. A ce stade de l’analyse des mesures itinérantes d’ozone et en ayant recours seulement à des traitements statistiques simples, aucune hypothèse fondée ne se dégage pour expliquer les disparités spatiales observées. Ainsi l’utilisation de techniques plus élaborées de statistiques exploratoires paraît judicieuse afin de parvenir à traiter de manière efficace cette base de données unique sur la pollution par l’ozone à très fine échelle spatiale et temporelle dans un milieu urbain et périurbain.

Tableau 6.5 Concentrations moyennes d’ozone en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les espaces traversés et dans les stations d’AtmoPaca (moyennes horaires maximales) les plus proches durant les 70 jours de mesures itinérantes.

Promenade des anglais	Promenade est	Madeleine	Saint Pancrace	Canal de Gairaut	Mont Boron	Nice Botanique	Nice Aéroport	Contes
138	130	129	127	128	129	132	115	124

VI.3 – LES DIFFÉRENTES CONFIGURATIONS SPATIALES DE L’OZONE A NICE.

Afin d’extraire les informations récurrentes de la matrice de concentrations d’ozone (70 colonnes et 765 lignes), l’usage des statistiques exploratoires, et dans le cas présent d’une analyse en composante principale (ACP) s’avère nécessaire. L’intérêt d’un tel traitement, par rapport à une méthode de classification, est de rassembler des variables dans une première étape, puis d’étudier les ressemblances entre les observations pour les variables regroupées précédemment. Les variables étant des jours et les observations des espaces, l’ACP permettra d’établir des types d’espace par types de jour. Autrement dit, selon les conditions météorologiques et les quantités de polluants atmosphériques primaires émis, les configurations spatiales de l’ozone devraient être diverses. L’analyse s’attardera tout d’abord sur les aspects spatiaux du comportement de l’ozone puis l’intégration de variables météorologiques viendra apporter d’éventuelles explications sur la variabilité spatiale de ce polluant secondaire en milieu urbain et périurbain.

VI.3.1 – Aspects généraux des résultats.

Les résultats de l’ACP effectuée sur les 70 jours de mesures produisent autant de composantes principales (CP) qu’il y a de variables dans le tableau initial. Toutefois la majorité de ces composantes est à écarter puisque selon le test de Kaiser seuls les quatorze premiers axes factoriels méritent d’être conservés (valeur propre supérieure à 1, tab. 6.6) ; selon le test de Cattell il est moins aisé de placer une limite puisqu’aucun seuil n’apparaît dans l’observation de la décroissance des valeurs propres si ce n’est dès la quatrième composante (fig. 6.18). Toutefois seulement 50% de la variabilité des données est prise en compte à ce stade.

Tableau 6.6 Valeurs propres et variabilités associées aux quatorze premières CP de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone à Nice en 2007.

Composantes principales	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14
Valeur propre	23,798	5,463	3,161	2,498	2,015	1,837	1,611	1,509	1,421	1,264	1,135	1,088	1,072	1,009
Variabilité (%)	33,997	7,804	4,516	3,569	2,878	2,625	2,301	2,155	2,030	1,806	1,621	1,555	1,532	1,441
Variabilité cumulée (%)	33,997	41,801	46,317	49,886	52,764	55,389	57,690	59,845	61,875	63,680	65,301	66,856	68,387	69,829

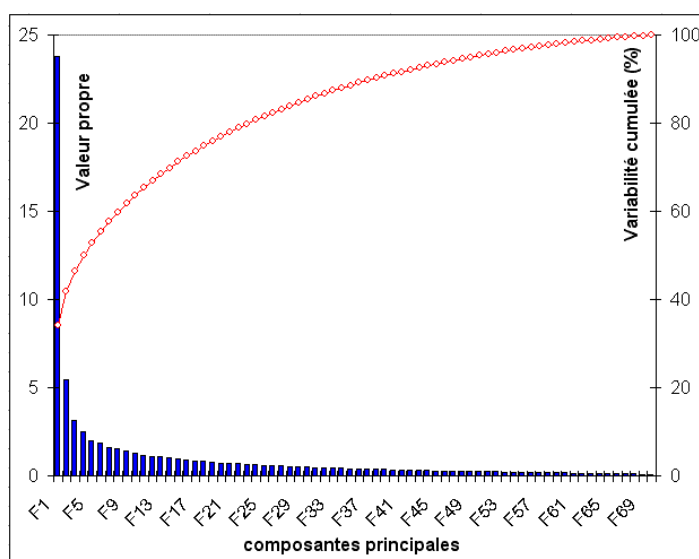


Figure 6.18 Représentation graphique des valeurs propres et de la variabilité cumulée des CP de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone à Nice en 2007.

Les 70 variables sont fortement corrélées positivement entre elles ainsi qu’avec la première composante principale (F1). Cette caractéristique, fréquente sur le premier axe factoriel, est appelée facteur taille (fig. 6.19). Toutefois le phénomène le plus singulier sur cet axe est d’obtenir la configuration moyenne des concentrations d’ozone sur l’ensemble des jours de mesures. Par calcul, et puisque la matrice initiale ne regroupe qu’une seule unité de mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), les scores des observations pour F1 sont équivalents à la moyenne des concentrations d’ozone en chaque point de l’itinéraire sur les 70 jours (cf. fig. 6.13).

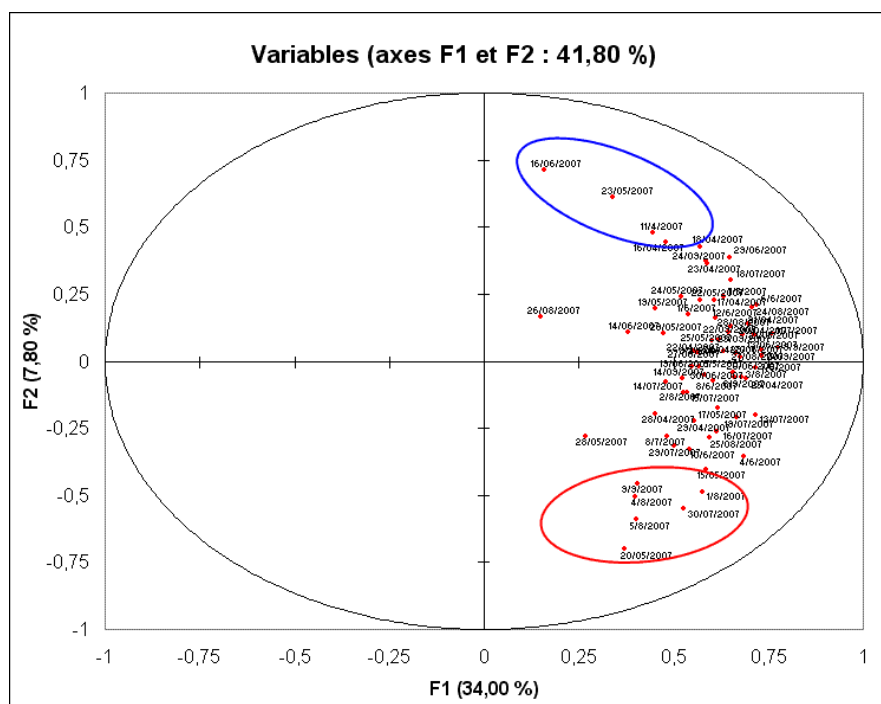


Figure 6.19 Projections des variables sur F1 et F2 de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone à Nice en 2007. Un facteur taille concerne F1 avec lequel toutes les variables (les jours de mesure) sont corrélés positivement. Les jours bien corrélés avec F2 sont entourés en rouge et en bleu.

La pollution de l’air est étroitement liée aux évolutions météorologiques. Quelles variables locales pèsent le plus sur les concentrations d’ozone au sein de cet espace d’étude ? La configuration spatiale exprimée par F1, correspondant à l’aspect moyen rencontré au cours des 70 jours de mesures, n’est pas le fruit de conditions météorologiques particulières comme cela a été démontré dans le paragraphe précédent où aucune forte corrélation n’a été mise en évidence entre les conditions météorologiques et l’ozone. Ainsi l’analyse des axes factoriels suivants devrait permettre d’identifier différents groupes de journées caractérisées par une répartition spatiale de l’ozone atypique, et ceci probablement induit par des conditions météorologiques particulières.

VI.3.2 – Opposition littoral/intérieur des concentrations d’ozone.

La seconde CP (F2) issue de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone synthétise 8% de l’information. Dix-neuf variables ont un coefficient de corrélation supérieur à 0,3 en valeur absolue avec F2 (cf. fig. 6.19). Ces jours sont répartis sur les six mois de mesures sans distinction pour une période particulière. La cartographie des scores des observations oppose le nord et le sud du domaine (fig. 6.20). Les valeurs élevées (en rouge) correspondent à des niveaux d’ozone forts et les scores faibles (en bleu) traduisent de faibles concentrations d’ozone pour les journées corrélées négativement à F2. L’exemple type de cette configuration spatiale est le 20 mai, où les $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ étaient approchés et parfois même dépassés dans la

zone collinaire alors que le littoral n’était exposé qu’à des niveaux moyens d’ozone de 120 à 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (fig. 6.21). A noter qu’au cours de cette journée, plus qu’une opposition littoral/intérieur, il s’agissait probablement d’une stratification verticale de l’ozone puisqu’en fin de mesures au mont Boron (200 m d’altitude) la qualité de l’air s’est à nouveau dégradée. La corrélation entre l’ozone et l’altitude fut forte avec un coefficient de 0,74. Le 30 juillet présente une configuration spatiale similaire et la relation de l’ozone avec l’altitude est de même intensité (annexe VI.f). Au contraire le 16 juin (annexe VI.f) et le 23 mai proposent des configurations opposées où de plus fortes concentrations d’ozone affectent le littoral : ces disparités s’observent plus aisément le 23 mai où les valeurs absolues d’ozone sont bien plus élevées que le 16 juin ; les corrélations de l’ozone avec l’altitude sont alors négatives et moins fortes (-0,4).

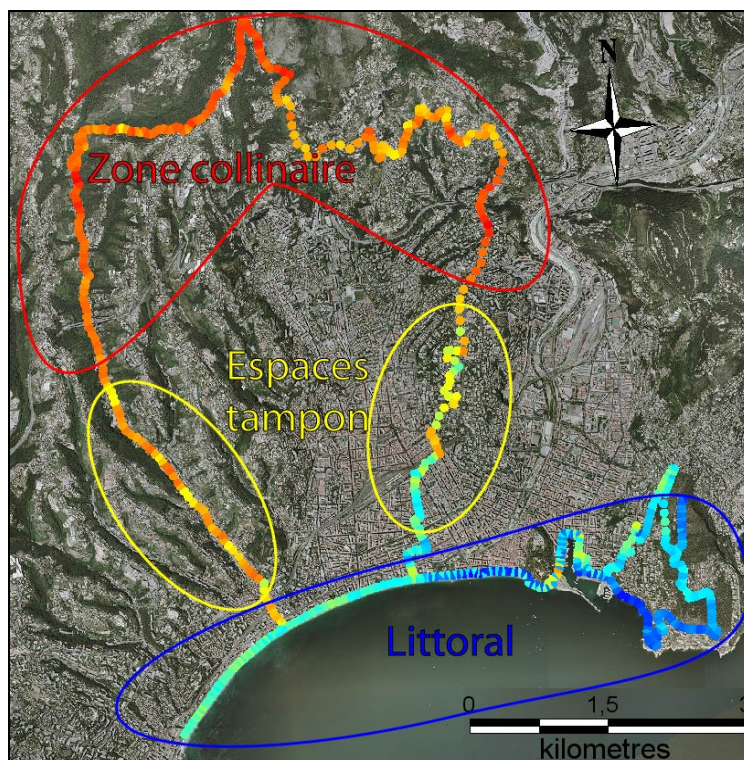


Figure 6.20 Cartographie des scores des observations sur la 2^{ème} CP de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone à Nice en 2007 (en rouge scores nettement positifs et en bleu scores nettement négatifs).

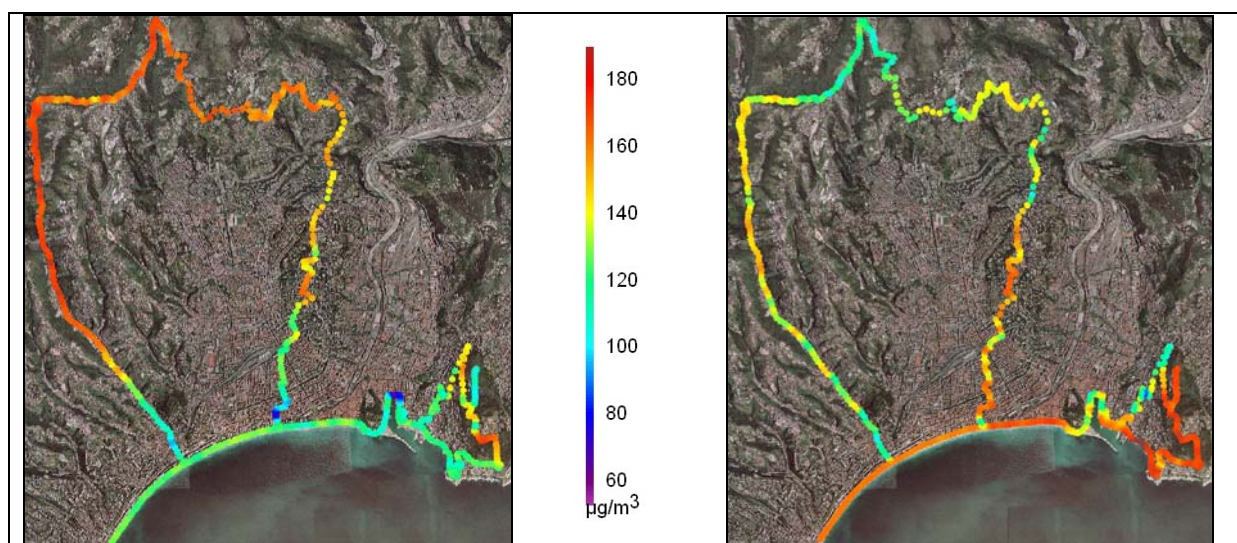


Figure 6.21 Cartographies des concentrations d’ozone mesurées le 20 mai (à gauche) et le 23 mai 2007 (à droite).

Cette configuration spatiale de l’ozone est donc très différente de l’aspect moyen précédemment exposé ; pour les jours corrélés négativement à F2, la frange littorale est moins exposée que le reste de l’espace et la zone collinaire est très affectée par l’ozone. Enfin un espace tampon se situe entre les deux ensembles cités ci-dessus. Afin d’expliquer cette répartition spatiale de la pollution, une nouvelle ACP est effectuée en intégrant à la fois les données météorologiques de la station du mont Chauve et les différences entre les moyennes d’ozone des trois sous-espaces identifiés (littoral, espace tampon, zone collinaire). D’autres variables ont été intégrées aux multiples ACP menées, notamment les moyennes d’ozone par espace ou encore les données météorologiques de la bouée Côte d’Azur ; toutefois les issues de ces traitements ont été vaines. Par dépit les données de la station météorologique de Nice aéroport, volontairement écartées précédemment (cf. VI.1.2), ont même été consultées pour trouver des pistes explicatives mais sans succès. Ainsi le tableau d’entrée est composé de neuf variables et de dix-neuf observations (journées entretenant des corrélations de plus de 0,3 en valeur absolue avec F2). Les résultats semblent indiquer que plus les températures sont fortes et plus la pression est faible, alors plus les niveaux d’ozone de la zone collinaire seront supérieurs à ceux du littoral et réciproquement. Le faible nombre de cas présentant cet agencement spatial nuit certainement à la robustesse des résultats ; les constatations observées ne permettent pas d’expliquer la dichotomie littoral / intérieur.

Les informations disponibles en surface sur les conditions météorologiques ne paraissent donc pas suffisantes pour comprendre cette répartition spatiale de l’ozone. Au cours de ces journées, ce polluant entretient une forte relation avec l’altitude. Il faudrait alors connaître les caractéristiques météorologiques des basses couches de la troposphère à plusieurs niveaux pour formuler des hypothèses explicatives. Il semblerait donc que le recours à des modèles météorologiques déterministes de fine échelle soit nécessaire à ce stade de l’analyse ; le chapitre VII qui appréhendera les conditions météorologiques selon une démarche déductive pourrait alors permettre d’élucider, en partie du moins, les mécanismes responsables d’une telle configuration spatiale. Sans pouvoir le vérifier immédiatement, il se pourrait que la dynamique de la couche limite atmosphérique soit en cause puisque la bonne corrélation de l’ozone avec l’altitude indique une organisation verticale de la pollution.

VI.3.3 – Titration de l’ozone par de fortes émissions de polluants primaires.

A l’issue des deux premières composantes principales seulement 42% de la variabilité contenue dans le tableau des données itinérantes d’ozone a été traité. Il semblerait que l’information restante soit liée à la relation entre l’ozone et les polluants primaires tels que le monoxyde d’azote. Emis par la combustion des énergies fossiles, il détruit fortement l’ozone. La circulation automobile en rejette de manière diffuse sur l’ensemble du centre ville, et les bateaux de croisières et/ou ferries en produisent en grande quantité localement. Ainsi l’impact des conditions météorologiques reste modéré et seule la direction du vent semble essentielle afin de connaître les zones exposées à l’advection des panaches de fumées.

VI.3.3.1 – Impact des ferries/bateaux de croisière sur les concentrations d’ozone.

Le troisième axe factoriel (F3) fait ressortir six jours de mesures (dont le coefficient de corrélation avec cette composante principale est supérieur à 0,4 en valeur absolue) et résume 4,5 % de l’information contenue dans la matrice de données initiale (fig. 6.22). Trois cas sont corrélés positivement (14 juin, 8 juillet et 9 septembre) et les trois autres négativement avec une moindre intensité (19 mai, 30 juillet et 2 août). La projection cartographique des scores des observations place deux groupes d’espace en opposition : le port de Nice / Mont Boron / Promenade des Anglais et le quai des Etats – Unis / Cap de Nice (fig. 6.23). Le reste de

l’espace, qui présente des scores faibles compris entre 1 et -1, est laissé de côté. La comparaison des données météorologiques du mont Chauve, de celles de Nice aéroport et des observations terrain, durant les six journées, permet rapidement de reconstruire les deux groupes identifiés par F3. En effet les trois jours corrélés positivement sont dominés par du vent d’E supérieur à 4 m/s et les trois autres sont caractérisés par du vent de SSE à 2-3 m/s.

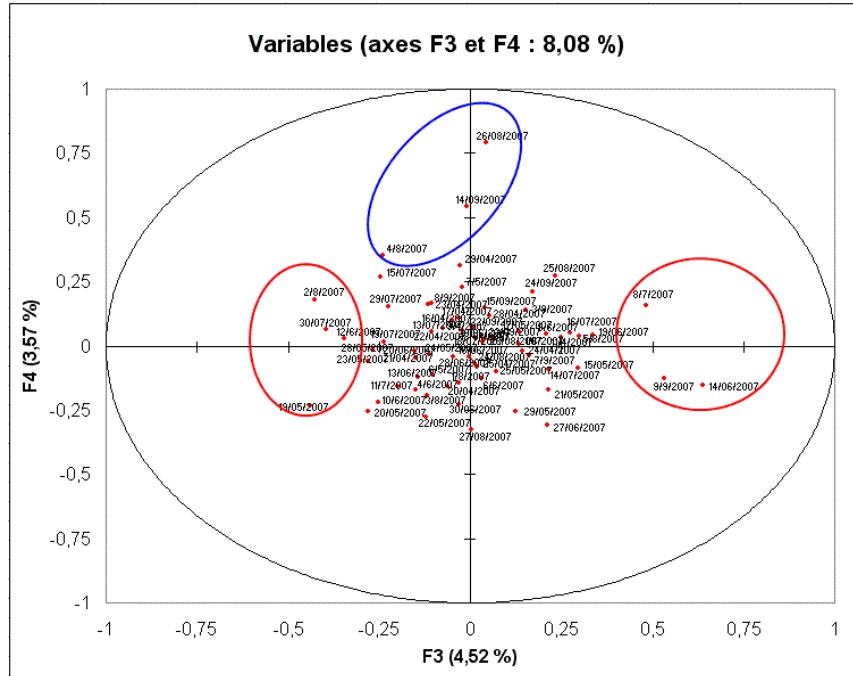


Figure 6.22 Projections des variables sur F3 et F4 de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone à Nice en 2007. Les jours bien corrélés avec F3 sont entourés en rouge, ceux bien corrélés avec F4 sont indiqués par le cercle bleu.

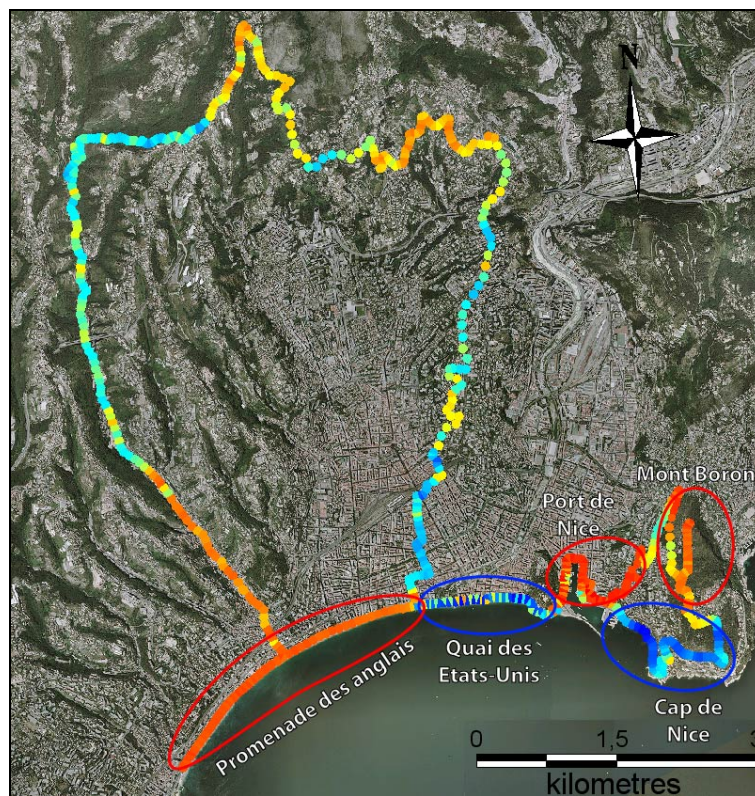


Figure 6.23 Cartographie des scores des observations sur la 3^{ème} CP de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone à Nice en 2007 (en rouge scores nettement positifs et en bleu scores nettement négatifs).

La direction du vent fournit une explication assez simple de la configuration spatiale présentée par F3 : durant la période avril-septembre les ferries Corse-continent sont très nombreux et le port est très fréquenté. A quai, ces bateaux qui laissent leurs moteurs fonctionner, relâchent un panache de fumée conséquent. Par vent d’E ce panache se dirige vers le quai des Etats-Unis, le niveau d’ozone chute ainsi dans cet espace. Peu à peu le littoral qui marque une inflexion vers le sud-ouest n’est plus sous l’influence des rejets des ferries à quai dans le port de Nice. De même, à l’est du cap de Nice, la rade de Villefranche/mer accueille des bateaux de croisières. Par vent d’E le panache est advecté sur le cap avec pour conséquence le piégeage de l’ozone (cf. V.2.2.2). La situation opposée par vent de SSE inverse les deux groupes d’espace : le port est alors très exposé aux polluants primaires émis par les ferries à quai, tout comme le Mont Boron qui reçoit la fumée des bateaux de croisière stationnant dans la rade de Villefranche/mer. Le 9 septembre et le 19 mai représentent idéalement ces conditions météorologiques : alors qu’un flux d’E de surface de 4 m/s est en place dans l’après-midi du 9 septembre, les concentrations d’ozone sont plus faibles au cap de Nice et sur le quai des Etats-Unis ; au contraire le 19 mai le vent de SSE advecte le panache de pollution primaire des ferries dans le port de Nice et l’ozone peut s’exprimer dans les autres espaces (fig. 6.24).

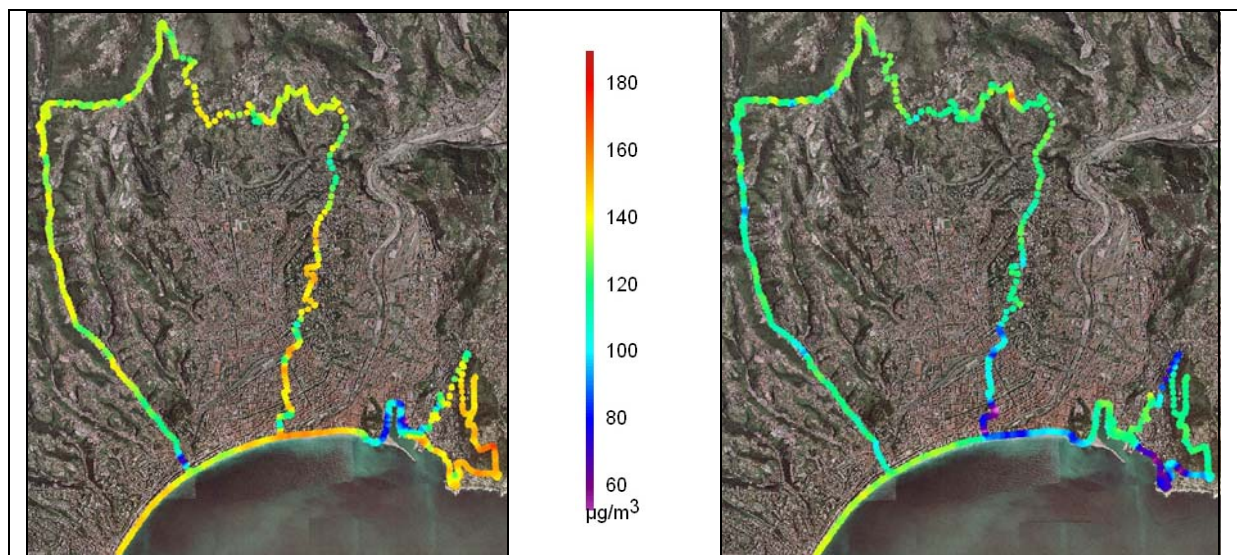


Figure 6.24 Cartographies des concentrations d’ozone mesurées le 19 mai (à gauche) et le 9 septembre 2007 (à droite).

VI.3.3.2 – Forte pollution atmosphérique primaire au mont Boron.

Le quatrième axe factoriel n’oppose que deux espaces : le littoral, de l’aéroport au port de Nice, au mont Boron dans son ensemble (fig. 6.25). Cette configuration spatiale est à nouveau liée à de très fortes concentrations de polluants primaires au Mont Boron en provenance de la rade, tandis que le littoral est soumis à de fortes concentrations d’ozone. Cette composante n’est corrélée (positivement) qu’avec trois jours de mesures (coefficient de corrélation supérieur à 0,3) et réunit 3,5 % de l’information sur la variabilité spatiale de l’ozone (cf. fig. 6.22). L’exemple type de F4 est le 26 août où les 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d’ozone en moyenne sont atteints sur la promenade des anglais tandis qu’au mont Boron seulement 10 à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont mesurés (fig. 6.26). Bien que de moins grandes quantités d’ozone affectent la commune de Nice le 14 septembre, une forte disparité spatiale est à nouveau observable entre le littoral et le mont Boron. Le flux de surface de SE achemine vers la colline le ou les panaches de fumées issues des cheminées des bateaux de croisière stationnant dans la rade. Il est intéressant de noter qu’il n’existe pas de cas opposés où de fortes quantités d’ozone au mont Boron contrasteraient

avec un faible niveau d’ozone sur la promenade des anglais ; en effet la baie des anges qui n’accueille pas de bateaux, est systématiquement concernée par l’ozone lorsque le mont Boron l’est aussi. Le flux de brise de mer, s’il n’est pas dénaturé ponctuellement, semble donc advecter une quantité d’ozone au moins homogène entre l’aéroport de Nice et la rade de Villefranche/mer.

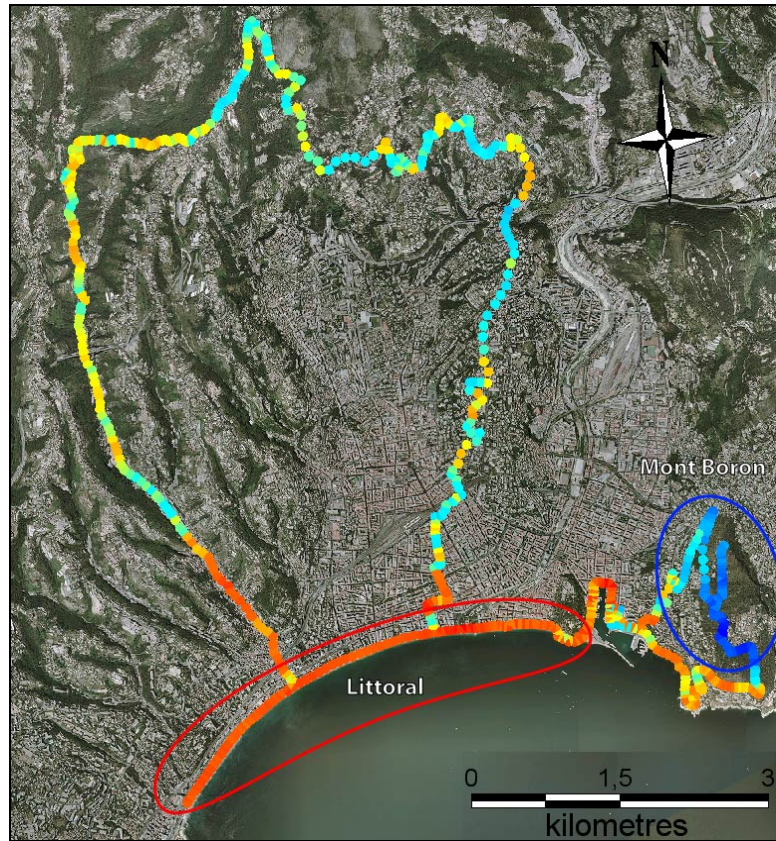


Figure 6.25 Cartographie des scores des observations sur la 4^{ème} CP de l’ACP sur les mesures itinérantes d’ozone à Nice en 2007 (en rouge scores nettement positifs et en bleu scores nettement négatifs).

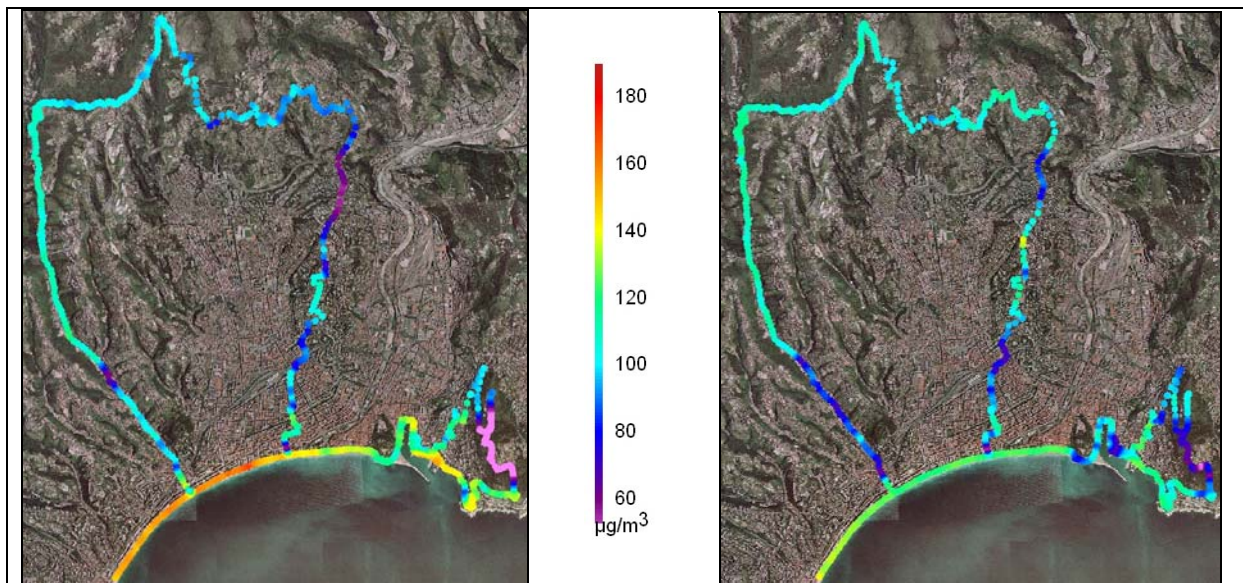


Figure 6.26 Cartographies des concentrations d’ozone mesurées le 26 août (à gauche) et le 14 septembre 2007 (à droite).

VI.3.3.3 – Complexité d’étude de l’ozone.

A l’issue du quatrième axe factoriel, 50% de l’information contenue dans le tableau réunissant les 70 campagnes de mesures sur la ville de Nice et ses environs immédiats a été abordée. Les dix composantes principales restantes, sélectionnées selon le test de Kaiser au début du paragraphe, résument encore 20 % de l’information de la matrice de données. D’une part il subsistera encore 30 % de variance inexpliquée à la suite des quatorze premiers axes factoriels, et d’autre part le second test permettant de connaître le nombre de composantes principales à conserver préconisait de n’en garder que quatre. Ainsi il semblerait qu’une grande proportion de la variabilité des concentrations d’ozone mesurées dans l’espace d’étude ne puisse point se rattacher à des configurations spatiales récurrentes, ne pouvant par conséquent trouver d’explications vraisemblables tant les influences cumulées des différents facteurs agissant sur ce polluant sont entremêlées.

En effet, la poursuite de l’analyse des axes factoriels suivants ne fait ressortir que de faibles portions de l’espace ; les voies de circulation automobile et les carrefours sont mis en valeur. La variabilité spatiale de l’ozone est dépendante des émissions de monoxyde d’azote par le trafic et les conditions météorologiques n’ont pas réellement d’impact sur les concentrations mesurées. De plus les corrélations entre les variables, c’est-à-dire les jours de mesures, et les composantes principales sont faibles : seules une à deux journées entretiennent dans chaque cas un coefficient de corrélation à peine supérieur à 0,3 en valeur absolue. Il est donc difficile de comprendre, pour chaque axe factoriel, quelle configuration spatiale de l’ozone est mise en valeur.

En conclusion partielle, l’apport d’une ACP au traitement de la base de données sur l’ozone construite au cours de la saison photochimique 2007 a permis de dégager deux principaux types de configurations spatiales concernant l’ensemble du parcours puis deux autres n’affectant que la bordure littorale :

- Le premier agencement spatial, représentant l’aspect moyen, met en valeur la moindre pollution par l’ozone en centre ville, mais fait également ressortir le fait que l’ozone s’exprime à nouveau dès les environs immédiats des espaces urbains. L’espace le plus touché par l’ozone est le littoral : la brise de mer quasiment quotidienne d’avril à septembre advécte donc une masse d’air polluée. Les interrogations quant aux origines spatiales du polluant se posent encore, comme à l’issue des mesures d’ozone à méso-échelle détaillées au chapitre V.

- La seconde configuration spatiale, bien moins fréquente, est très distincte de l’aspect moyen : la bordure littorale est bien moins exposée à l’ozone que les collines périurbaines au nord-ouest et au nord de Nice. Cette répartition spatiale des concentrations d’ozone, assez bien corrélée avec les altitudes pourrait avoir un lien avec la dynamique de la couche limite atmosphérique (CLA). Cependant aucune information relative aux conditions météorologiques à différentes altitudes au sein de la CLA ne sont disponibles à Nice et de ses environs (excepté des données de vent issues du profileur de Nice aéroport) ; le recours à une démarche déterministe pourrait palier ces déficits et permettrait de fournir des hypothèses explicatrices.

- Les deux configurations suivantes ne touchent que les espaces littoraux et impliquent les fortes sources d’émission de polluants primaires que représentent les bateaux de croisière. La direction du vent est alors le facteur météorologique prépondérant pour connaître l’orientation du panache de fumée et ainsi localiser les zones de forte destruction d’ozone par le monoxyde d’azote.

CONCLUSION

Les mesures itinérantes d’ozone, encore très peu pratiquées, rendent compte de la multitude de facteurs qui agissent sur la variabilité spatiale de ce polluant secondaire en milieu urbain et périurbain. L’impact de chacun d’eux est impossible à quantifier et à ordonner dans l’absolu ; mais selon une constatation générale plus le brassage de l’air est faible et plus l’environnement proche aura de poids sur le niveau de pollution. D’une rue à une autre les concentrations peuvent doubler voire tripler en fonction de la fréquentation des voies de circulation, de la force et de la direction du vent, du niveau de fond en ozone de la journée ; l’exposition des personnes varie donc fortement. De plus lorsqu’en centre ville les concentrations d’ozone sont très faibles, elles ne traduisent pas nécessairement une bonne qualité de l’air mais probablement une forte pollution primaire. La mesure de l’ozone en milieu urbain peut sembler inutile, toutefois elle indique indirectement les niveaux d’oxydes d’azote.

D’évidentes critiques peuvent alors survenir sur la volonté et le choix d’avoir consacré beaucoup de temps à l’étude de la variabilité spatiale de l’ozone dans un espace urbain et périurbain, d’autant plus que les faibles concentrations en centre ville, et uniquement dans cet espace, étaient bien entendu connues d’avance. Plusieurs arguments viennent apaiser ces critiques :

- Avant tout la géographie est une science située à l’interface homme-nature. Le fait de porter plus d’intérêt à une zone densément peuplée ne paraît donc pas dénué de sens alors même que des interrogations sur l’impact de la pollution atmosphérique sur la santé surviennent de plus en plus, chaque année.

- Par ailleurs le déplacement en vélo, impliquant dès lors une couverture spatiale plus restreinte (et rendant donc impossible les mesures à méso-échelle), apporte de multiples avantages que la voiture n’offre pas. Tout d’abord l’interaction entre le chercheur, l’appareil de mesure et la mesure est plus grande : situé sur le cintre du vélo, l’analyseur portable permet d’observer instantanément les concentrations d’ozone tout en se déplaçant sereinement. Au contraire la conduite d’une voiture et la position sur le siège passager de l’analyseur d’ozone, impliquant un mouvement de la tête pour lire les mesures, ne sont pas synonymes de sécurité. De plus les mesures effectuées dans le nord, l’est et l’ouest du département ont toutes été perturbées par la congestion du trafic ici ou là sur le parcours emprunté (notamment durant le déplacement près et sur la frange littorale) ; ces pertes de temps inexistantes lors des déplacements plus fluides en vélo ont parfois nui à l’observation de la variabilité spatiale de l’ozone tant la campagne de mesure s’allongeait dans le temps. De ce fait l’organisation de mesures itinérantes récurrentes sur un même parcours, afin de pouvoir effectuer des traitements ayant plus de poids en aval, semble bien plus complexe à effectuer en voiture qu’en vélo.

- En outre la judicieuse définition de l’itinéraire de mesure suivi pour les 70 campagnes d’ozone en 2007 (après une phase de test en 2006) a permis d’emprunter des axes où la circulation routière est interdite d’une part (piste cyclable de la promenade des anglais exposée à la brise de mer non dénaturée par les émissions polluantes des voitures, canal de Gairaut), et où lorsqu’elle est autorisée, reste faible (sauf en centre ville). Ainsi dans la partie haute du vallon de la Madeleine, sur le chemin du génie, à Saint-Pancrace ou encore au mont Boron, la densité de véhicules à moteur n’excède pas celles rencontrées sur les routes des vallées de la Tinée, du Var ou de la Vesubie, où le faible nombre de voies de circulation concentre les flux. Par conséquent la mesure de l’ozone n’est pas plus perturbée dans les espaces périurbains sondés de Nice que dans les fonds de vallée, nécessairement empruntés en voiture pour effectuer des coupes sud-nord d’ozone par exemple dans les Alpes-Maritimes.

- Enfin, la majorité des mesures conduites à proximité du littoral et sur le littoral même ont révélé, en règle générale, de plus fortes quantités d’ozone sur la frange côtière qu’à l’intérieur des terres. Le constat d’importantes concentrations d’ozone advectées par la brise de mer concorde apparemment avec les schémas établis dans la littérature. Le modèle de prévision déterministe de l’ozone dans le département (abordé dans le chapitre suivant) montre fréquemment pendant les épisodes pollués de grandes quantités d’ozone en mer. A partir de là, l’intérêt s’est porté sur la mesure de ce flux d’ozone d’origine marine et sur son évolution au contact du substrat terrestre. Les moyens ont ainsi été concentrés à l’interface mer/terre au détriment de zones plus reculées dans le département.

Les tentatives de croisement des données d’ozone récoltées sur le terrain avec les quelques informations météorologiques disponibles ponctuellement dans l’espace d’étude n’ont pas abouti. Les relations souvent complexes qu’entretient ce polluant secondaire avec les facteurs régissant son comportement sont à l’origine des faibles corrélations observées avec certaines variables climatiques. De plus il semblerait que pour élucider certaines configurations spatiales de l’ozone, il faille disposer de données non mesurées, mais modélisables. Ainsi l’objet du chapitre suivant est d’appréhender les conditions météorologiques à échelle fine selon une démarche déductive ayant recours au modèle déterministe RAMS (Regional Atmospheric Modelling System).

CHAPITRE VII

SIMULATIONS NUMERIQUES DES TYPES DE TEMPS ET DE L’OZONE

INTRODUCTION

Jusqu’à présent l’ensemble des traitements mené à bien dans ce travail a suivi une démarche inductive ; les données récoltées sur le terrain via un réseau de mesures ou à travers des mesures itinérantes ont servi de support aux commentaires et aux hypothèses avancés. Cependant, ces dernières ne peuvent parfois pas trouver de réponses grâce aux seules informations disponibles par l’observation des phénomènes. Ainsi ce chapitre, en adoptant une démarche déductive, tentera d’apporter de nouvelles données sur les conditions météorologiques et sur les aspects de la pollution afin de poursuivre l’analyse des configurations spatiales et temporelles de l’ozone dans l’extrême sud des Alpes-Maritimes.

Le modèle déterministe RAMS (Regional Atmospheric Modelling System), conçu pour des applications à méso-échelle, voire même à échelle encore plus fine, fournit les informations météorologiques sur le parcours emprunté durant les campagnes de terrain d’ozone d’avril à septembre 2007. Selon une approche temporelle, des types de temps propices ou non à une bonne qualité de l’air sur la commune de Nice sont construits : après avoir sélectionné les variables climatiques les plus corrélées aux concentrations d’ozone, des classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) aboutiront à la définition de diverses configurations météorologiques locales impactant la pollution par l’ozone. Par ailleurs une approche spatiale, jour par jour, de la variabilité des concentrations d’ozone mettra en relief l’influence de certains facteurs météorologiques sur les niveaux de pollution atteints ici ou là.

Outre les simulations numériques météorologiques, le territoire d’étude est doté d’un modèle de prévision déterministe des concentrations d’ozone : la plateforme AIRES apporte une visualisation spatiale à méso-échelle du phénomène pour le jour même, le lendemain et le surlendemain. Elle permet ainsi d’informer le public et de mettre en place le cas échéant des mesures appropriées pour tenter d’amoindrir un épisode intense de pollution de l’air. Dans quelles mesures ces prévisions sont-elles justes ? En croisant les sorties de modèle aux données recueillies au cours des mesures itinérantes d’ozone, sur la commune de Nice mais également dans l’ensemble du département, la précision de la modélisation sera quantifiée.

VII.1 – MODELISATION DETERMINISTE DES TYPES DE TEMPS.

Parmi les quelques modèles de simulation numérique destinés à la méso-échelle, le modèle RAMS présente de nombreux avantages, notamment en terme de précision topographique. La résolution du modèle numérique de terrain (M.N.T.) en entrée peut en effet atteindre les 100 m. Par conséquent le calcul des champs météorologiques en aval s’effectue à une résolution de 500 m. L’intérêt d’une telle précision dans un espace littoral montagneux à topographie complexe a favorisé le choix du modèle RAMS. Après validation des sorties numériques, la confrontation des données météorologiques et des mesures d’ozone dégage certaines relations dont l’intensité permet ou non de sélectionner les variables climatiques dans le but d’établir les conditions météorologiques locales associées à une forte pollution par

l'ozone. Les statistiques exploratoires (combinaison d'analyses en composantes principales et de classifications ascendantes hiérarchiques) synthétisent l'information météorologique spatiale pour bâtir quelques configurations météorologiques procurant une plus ou moins bonne qualité de l'air. Enfin les types de circulations atmosphériques mis en valeur précédemment et les types de temps, identifiés ici selon la même méthode, sont mis en parallèle afin de combiner l'influence des deux échelles météorologiques sur les concentrations locales d'ozone.

VII.1.1 – Le modèle RAMS.

VII.1.1.1 – Fonctionnement du modèle.

Le modèle RAMS est un modèle à aire limitée, non hydrostatique ou hydrostatique, en coordonnées sigma permettant de simuler la circulation atmosphérique à méso-échelle. Utilisé dans une configuration non hydrostatique étant donné la petite superficie d'étude, les fondements physiques de RAMS sont les équations du mouvement, de la thermodynamique, de la conservation de la masse et de la conservation du rapport de mélange spécifique saturant (fig. 7.1).

Diagram illustrating the non-hydrostatic equations of the RAMS model, showing the relationships between the equations and their physical components.

Equations du mouvement (u, v, w):

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} &= -u \frac{\partial u}{\partial x} - v \frac{\partial u}{\partial y} - w \frac{\partial u}{\partial z} - \theta \frac{\partial \pi'}{\partial x} + f v + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_m \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_m \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_m \frac{\partial u}{\partial z} \right) \\ \frac{\partial v}{\partial t} &= -u \frac{\partial v}{\partial x} - v \frac{\partial v}{\partial y} - w \frac{\partial v}{\partial z} - \theta \frac{\partial \pi'}{\partial y} - f u + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_m \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_m \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_m \frac{\partial v}{\partial z} \right) \\ \frac{\partial w}{\partial t} &= -u \frac{\partial w}{\partial x} - v \frac{\partial w}{\partial y} - w \frac{\partial w}{\partial z} - \theta \frac{\partial \pi'}{\partial z} - \frac{g \theta'}{\theta_0} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_m \frac{\partial w}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_m \frac{\partial w}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_m \frac{\partial w}{\partial z} \right) \end{aligned}$$

Equation de thermodynamique:

$$\frac{\partial \theta_{il}}{\partial t} = -u \frac{\partial \theta_{il}}{\partial x} - v \frac{\partial \theta_{il}}{\partial y} - w \frac{\partial \theta_{il}}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial \theta_{il}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial \theta_{il}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_h \frac{\partial \theta_{il}}{\partial z} \right) + \left(\frac{\partial \theta_{il}}{\partial t} \right)_{rad}$$

Equation de conservation du rapport de mélange spécifique saturant:

$$\frac{\partial r_n}{\partial t} = -u \frac{\partial r_n}{\partial x} - v \frac{\partial r_n}{\partial y} - w \frac{\partial r_n}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial r_n}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial r_n}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_h \frac{\partial r_n}{\partial z} \right)$$

Equation de conservation de la masse:

$$\frac{\partial \pi'}{\partial t} = - \frac{R \pi_0}{c_v \rho_0 \theta_0} \left(\frac{\partial \rho_0 \theta_0 u}{\partial x} + \frac{\partial \rho_0 \theta_0 v}{\partial y} + \frac{\partial \rho_0 \theta_0 w}{\partial z} \right)$$

Fig. 7.1 Equations non-hydrostatiques du modèle RAMS (signification des symboles en annexe VII.a).

Le modèle RAMS a été utilisé à de multiples reprises lors d’expériences à fine échelle spatiale sur la qualité de l’air telle que la campagne ESCOMPTE (Mitchell et al., 2007 et Pirovano et al., 2007). L’objectif est de simuler le plus correctement possible les advections d’air en régime de brise thermique en topographie complexe afin de représenter au mieux le comportement de l’ozone dans l’espace. A ce titre les choix de paramétrisation de la couche limite atmosphérique s’avèrent prépondérants sur les sorties de modèles ; en fonction des connaissances du terrain et de la physique des schémas de couche limite proposés par le modèle utilisé, la simulation des écoulements d’origine thermiques peut sensiblement être améliorée. Parmi les diverses options possibles dans RAMS, le schéma de Mellor et Yamada (1974, 1982) a été retenu puisqu’il semblait fournir les modélisations les plus proches de la réalité terrain. Fondé sur l’énergie cinétique turbulente, ce schéma est détaillé dans la brochure technique du modèle (RAMS technical description).

Ce type de modèle, prenant en compte un maximum de processus intégrés au système climatique, est composé de plusieurs modules, chacun de ceux-ci proposant diverses options de paramétrisation (schéma de radiation et de convection notamment). Une des propriétés majeures en modélisation numérique à aire limitée est la prise en compte des conditions aux limites. En effet leur gestion influence l’apparition d’ondes numériques générées par le modèle. Par choix aucun emboîtement de grille n’a été prévu pour les simulations météorologiques d’avril à septembre 2007 ; le schéma d’Orlanski (1976) a été retenu pour filtrer les ondes, et les flux entrant et sortant ont été considérés comme constants. Verticalement le schéma de Klemp et Duran (1983) gère les ondes de gravité induites par la topographie complexe.

VII.1.1.2 – Données d’entrée.

Trois types de données alimentent le modèle, des données météorologiques, des données relatives à la topographie et enfin des données détaillant les propriétés de surface :

- Les informations météorologiques sont issues des analyses du NCEP. Pour chaque jour de modélisation le fichier de réanalyse de 0h TU alimente RAMS pour un grand nombre de variables météorologiques et sur trente niveaux d’altitude à une résolution de 1°. L’initialisation du modèle se fait par interpolation entre les points des fichiers de réanalyse les plus proches du domaine d’étude. A 12h TU les données NCEP sont à nouveau consultées par RAMS afin d’éviter toute dérive. De plus les températures de surface de la mer sont également indispensables en entrée à une résolution d’un degré.

- Le M.N.T : la description de la topographie doit être la plus précise possible lorsque l’objectif est de simuler les écoulements thermiques à échelle fine. Ainsi une résolution de 100 m semble nécessaire pour atteindre ce but. Cependant le filtrage des ondes de gravité notamment, induit malheureusement un filtrage de la topographie et dégrade quelque peu la résolution.

- Les propriétés de surface : elles concernent le type de sol, le type de végétation et l’occupation du sol. L’ensemble de ces informations sont récoltées auprès de l’USGS (United-States Geological Survey). Leur résolution est de 30 secondes d’arc (environ 1 km) excepté pour les types de sol disponibles à 2 minutes (environ 4 km). Ces données ont été récoltées en 1992 et 1993.

VII.1.1.3 - Application du modèle RAMS à l’extrême sud des Alpes-Maritimes.

Le but étant de disposer de plus d’informations sur les conditions météorologiques au cours des campagnes de mesures itinérantes d’ozone, les modélisations ont été effectuées pour les 70 jours concernés. Les sorties de modèles sont disponibles pour les 24 heures de chaque

journée pour 29 niveaux sigma et pour 25 variables météorologiques (l’ensemble de ces variables n’est pas modélisé pour toutes les couches sigma):

- Les niveaux sigma sont utilisés pour s’affranchir de tout problème d’intersection d’une couche de simulation avec l’orographie. L’atmosphère est divisée en plusieurs strates, le premier niveau sigma étant habituellement la surface et le dernier niveau représentant le sommet du domaine (environ 20 000 m ici). L’altitude de chaque couche varie donc en tout point de l’espace en fonction de l’altitude du point de surface. Plus les niveaux sont élevés et moins l’influence de la topographie est importante (fig. 7.2). Les quinze premières couches sigma déterminées pour les calculs sont inférieures à 5000 m d’altitude (pour un point au niveau de la mer).

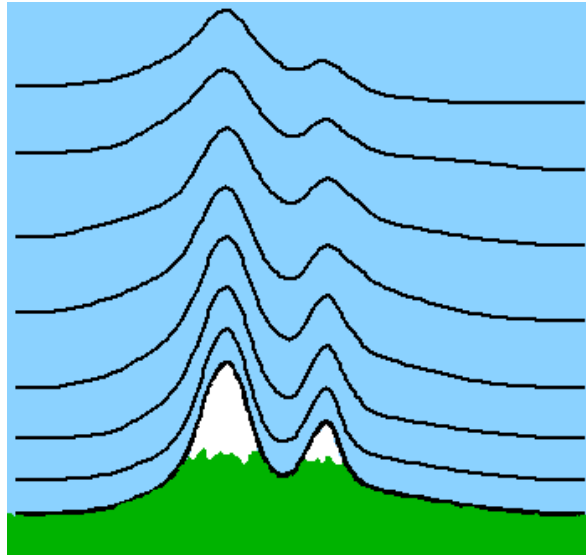


Figure 7.2 Exemple de représentation de niveaux sigma en topographie complexe (source : Eumetcal).

- Les 25 variables météorologiques simulées par le modèle ont été choisies subjectivement d’une part en fonction des relations pressenties avec les concentrations d’ozone, et d’autre part afin de valider plus efficacement les modélisations. Parmi ces données sont présentes la force et la direction du vent dans les trois dimensions (sous forme vectorielle u , v et w), la température, l’humidité relative, la température du point de rosée, la hauteur de la couche limite atmosphérique, la vorticité relative (en x , y et z), la vorticité absolue, la pression, la température potentielle, la température équivalente potentielle, le rapport de mélange, l’énergie cinétique turbulente, le flux de chaleur sensible et le flux de chaleur latente en surface, l’évapotranspiration en surface, la pression au niveau de la mer, et enfin quelques variables relatives aux précipitations. La résolution spatiale de ces champs météorologiques est de 500 m.

La fenêtre d’étude s’étend de 7 à 7.4° de longitude est et de 43.59 à 43.85° de latitude nord. La résolution proposée par le modèle offre 82 points de grille d’ouest en est et 59 points de grille du nord au sud. Le domaine est centré sur la vallée du Var et comprend des surfaces terrestres et maritimes afin de prendre en compte l’interface terre-mer où la variabilité spatiale de l’ozone semble forte. Ainsi le sud de la grille permettra, le cas échéant, de mettre en évidence les caractéristiques du flux en provenance de la mer. De nombreuses variables météorologiques seront disponibles au dessus de cette étendue plane, où semble-t-il, de fortes quantités d’ozone s’accumulent durant les épisodes de pollution. Le nord de la grille s’étend bien au-delà du parcours emprunté pendant les mesures itinérantes dans le but de prendre en considération les premiers contreforts du relief ; les contrastes thermiques terre-mer et vallée-versants pourraient favoriser ainsi la génération des brises.

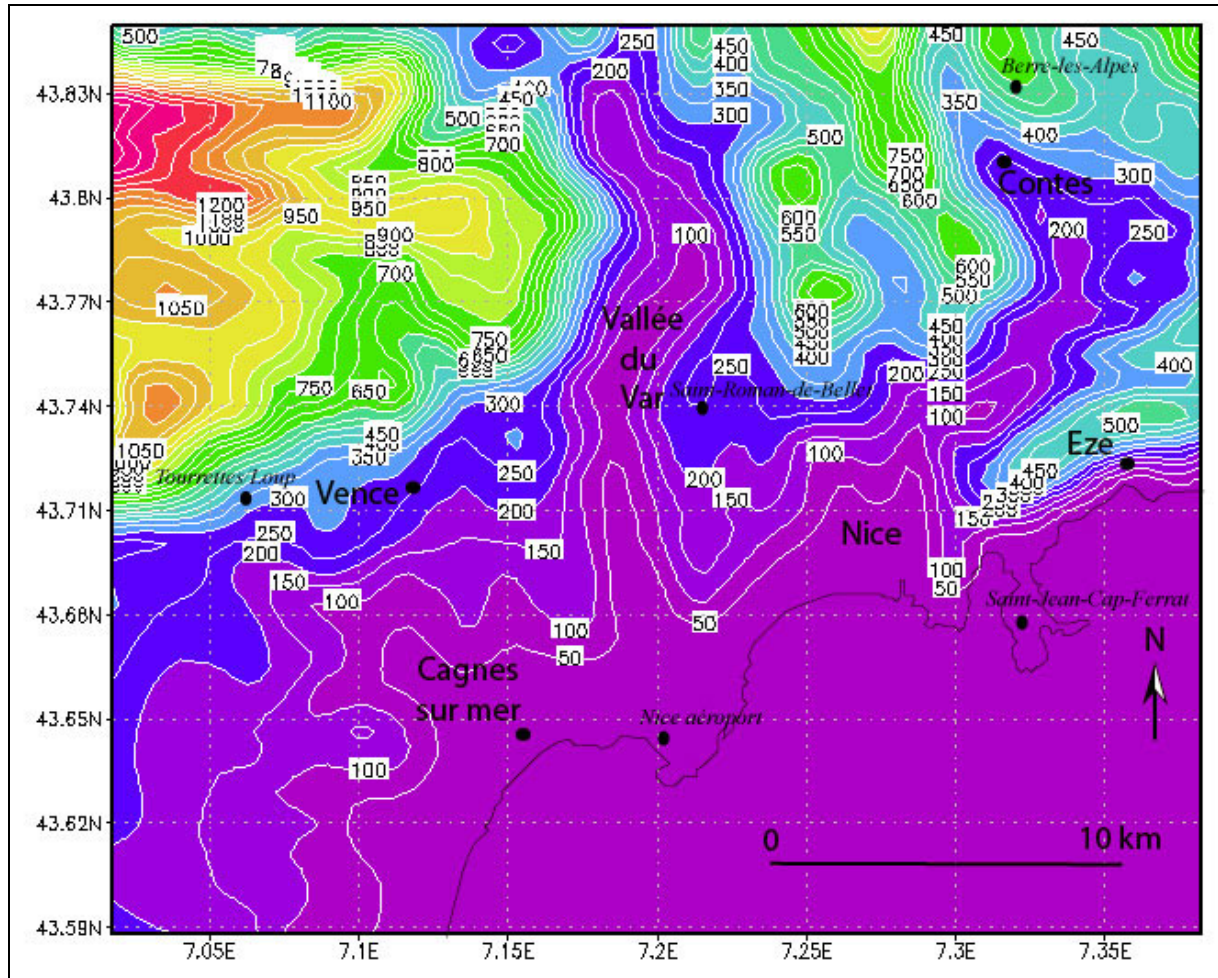


Figure 7.3 Topographie filtrée par le modèle RAMS du domaine d'étude.

VII.1.1.3 – Validation du modèle RAMS.

Avant d'émettre des hypothèses sur l'influence des conditions météorologiques locales simulées par le modèle RAMS sur la variabilité spatiale et temporelle de l'ozone à Nice et dans ses environs, il convient de vérifier la pertinence des modélisations. Bien que certaines variables météorologiques ne soient ni mesurées ni parfois mesurables, la température, la vitesse du vent et l'humidité relative au sol vont permettre de valider les sorties numériques en les comparant à la réalité. Comme il le sera expliqué plus bas, trois pas horaires retiendront l'attention dans les traitements ; ainsi les trois variables précitées sont examinées à 9h, 12h et 15h TU. Afin de quantifier l'écart entre les simulations et les observations, cinq stations météorologiques de Météo-France comprises dans le domaine d'étude permettent de disposer d'informations sur les conditions climatiques réelles ; il s'agit des postes de Nice-aéroport, de Nice-Saint-Roman, de Tourrettes/Loup, de Berre-les-Alpes et de Saint-Jean-Cap-Ferrat (cf. fig. 7.3).

Plusieurs paramètres fournissent une appréciation de la précision des modélisations météorologiques ; le calcul des coefficients de corrélation permet de préciser la covariation temporelle des variables concernées, mais il est nécessaire de vérifier également l'écart entre ces variables afin de déterminer l'importance de la surestimation ou de la sous-estimation du modèle par rapport à la réalité (tab. 7.1, 7.2 et 7.3). Si pour les températures l'intensité des corrélations est forte, il n'en est pas de même pour les vitesses de vent et pour les taux d'humidité relative. Cependant les faibles vitesses de vent très souvent mesurées ou simulées ne permettent pas d'apprécier la covariation spatiale entre les deux séries de données ; en effet

si au cours d’une journée la vitesse constatée en un point est de 3 m/s alors que celle modélisée n’est que de 2 m/s, mais que le lendemain l’inverse se produit, alors la corrélation est faible tandis que les écarts du modèle à la réalité sont faibles également. Ainsi l’évaluation des différences moyennes à partir des valeurs absolues des écarts entre les valeurs simulées et mesurées précise l’ordre de grandeur de l’erreur du modèle ; à cet égard les vitesses de vent estimées sont très proches de la réalité tandis que les taux d’humidité relative s’en éloignent. Enfin les écarts moyens prenant en compte le signe des différences entre simulation et observation indiquent une forte sous-estimation du modèle concernant l’humidité relative. Les vitesses de vent sont en moyenne correctement simulées et les températures sont légèrement surestimées par RAMS. Globalement la qualité des modélisations semble correcte mais il est nécessaire de ne pas occulter le caractère incertain des données météorologiques numériques.

Tableau 7.1 Coefficients de corrélation entre les températures (°C), les vitesses de vent (m/s) et les taux d’humidité relative (%) simulés et mesurés durant 74 jours d’avril à septembre 2007 à Nice-aéroport, Nice-Saint-Roman, Tourrettes/Loup, Berre-les-Alpes et Saint-Jean-Cap-Ferrat.

coefficient corrélation	Température			Vitesse du vent			Humidité relative		
	9h	12h	15h	9h	12h	15h	9h	12h	15h
Nice	0,92	0,89	0,90	0,26	0,32	0,50	0,52	0,46	0,48
St Roman	0,73	0,74	0,72	0,14	0,03	0,19	0,19	0,18	0,21
Cap Ferrat	0,77	0,81	0,76	0,03	0,04	0,22	0,33	0,37	0,33
Tourettes	0,82	0,80	0,81	0,31	-0,04	0,29	0,39	0,35	0,41
Berres	0,85	0,86	0,87	0,09	0,10	0,21			

Tableau 7.2 Différence moyennes en valeur absolue entre les températures (°C), les vitesses de vent (m/s) et les taux d’humidité relative (%) simulés et mesurés durant 74 jours d’avril à septembre 2007 à Nice-aéroport, Nice-Saint-Roman, Tourrettes/Loup, Berre-les-Alpes et Saint-Jean-Cap-Ferrat.

écart moy. val. abs.	Température			Vitesse du vent			Humidité relative		
	9h	12h	15h	9h	12h	15h	9h	12h	15h
Nice	2,6	2,7	2,4	1,6	1,7	1,7	14,7	11,2	10,6
St Roman	3,0	2,8	2,7	1,5	1,9	1,5	22,2	28,3	21,2
Cap Ferrat	2,0	2,0	1,9	2,0	2,0	1,8	13,8	12,7	12,6
Tourettes	4,0	3,8	3,6	0,8	1,2	0,9	26,9	20,3	20,4
Berres	5,5	4,3	2,7	0,9	1,1	1,0			

Tableau 7.3 Différences moyennes entre les températures (°C), les vitesses de vent (m/s) et les taux d’humidité relative (%) simulés et mesurés durant 74 jours d’avril à septembre 2007 à Nice-aéroport, Nice-Saint-Roman, Tourrettes/Loup, Berre-les-Alpes et Saint-Jean-Cap-Ferrat.

écart moy.	Température			Vitesse du vent			Humidité relative		
	9h	12h	15h	9h	12h	15h	9h	12h	15h
Nice	2,6	2,6	2,4	0,5	0,4	-0,3	-11,3	-6,0	-6,2
St Roman	2,7	2,4	2,3	0,1	0,9	0,5	-18,2	-24,5	-15,1
Cap Ferrat	1,7	1,7	1,3	0,1	0,6	0,4	-7,5	-4,3	-2,5
Tourettes	3,9	3,7	3,6	0,1	-0,1	0,1	-25,2	-16,3	-16,8
Berres	5,4	4,1	2,6	0,2	0,4	0,1			

VII.1.2 – Construction des types de temps liés à l’ozone.

La construction des types de temps a suivi la même méthode que celle utilisée pour construire les types de circulation atmosphérique exposés dans le chapitre IV ; ces deux classifications d’échelles spatiales distinctes seront d’ailleurs confrontées au paragraphe suivant. La logique de raisonnement a donc été la même, avec dans un premier temps la recherche des variables météorologiques les plus corrélées avec les concentrations d’ozone récoltées au cours des campagnes de mesures itinérantes sur Nice. Ces informations issues des simulations numériques du temps par le modèle RAMS ont nécessité un lourd travail de préparation et de mise en forme afin de pouvoir les confronter aux teneurs d’ozone. Cette étape préliminaire accomplie, le recours à des ACP et des CAH permet d’aboutir à plusieurs types de temps caractérisant la variabilité temporelle des conditions météorologiques locales dans le sud des Alpes-Maritimes.

VII.1.2.1 – Relations entre les variables météorologiques et l’ozone.

Afin de choisir les informations primordiales pour établir les types de temps, de simples calculs de coefficients de corrélation ont été menés entre les diverses variables météorologiques disponibles en sortie de modèle et les concentrations d’ozone des zones du parcours de mesure les moins affectées par les émissions de polluants primaires. Ainsi les concentrations d’ozone mesurées sur le littoral et dans les quatre espaces intérieurs, définis lors du précédent chapitre (cf. VI.2.3.1), sont confrontées aux modélisations de l’ensemble des variables météorologiques énoncées plus haut. Seules les simulations de 9h, 12h et 15h TU ont été couplées aux valeurs d’ozone relevées entre 13h et 17h TU selon les jours. En effet, les éventuels liens entre la météorologie à fine échelle et l’ozone pourraient apparaître dès la matinée où la dynamique de la couche limite atmosphérique influence probablement déjà le niveau d’équilibre d’ozone journalier. Enfin les simulations météorologiques ont pu être établies sur 63 jours puisque 7 des 70 journées de mesures ne proposaient pas de fichiers d’analyses du NCEP pour nourrir le modèle en entrée.

En amont de ce couplage entre les modélisations météorologiques et les observations d’ozone, un très lourd travail de mise en forme des données a été nécessaire. Déjà incorporées dans un système d’information géographique (SIG), les concentrations d’ozone étaient prêtes. Au contraire, les sorties du modèle RAMS ont dû être manipulées afin de les incorporer à ce même SIG pour automatiser les traitements (nouvelle projection cartographique notamment). Cette étape du travail a permis de prendre conscience de l’un des désavantages de la modélisation : la pléthore d’informations nuit à la rapidité de la tâche. Après plusieurs jours de préparation, les champs météorologiques et les concentrations d’ozone ont été comparés : les deux types de données n’ayant pas la même résolution spatiale, les moyennes des variables modélisées ont été calculées pour les mailles de la grille de RAMS intersectant les espaces littoraux et intérieurs (fig. 7.4). Par exemple pour le canal de Gairaut, les moyennes météorologiques des différentes variables, croisées avec la concentration moyenne d’ozone mesurée dans cet espace, sont issues de quatre points de grille.

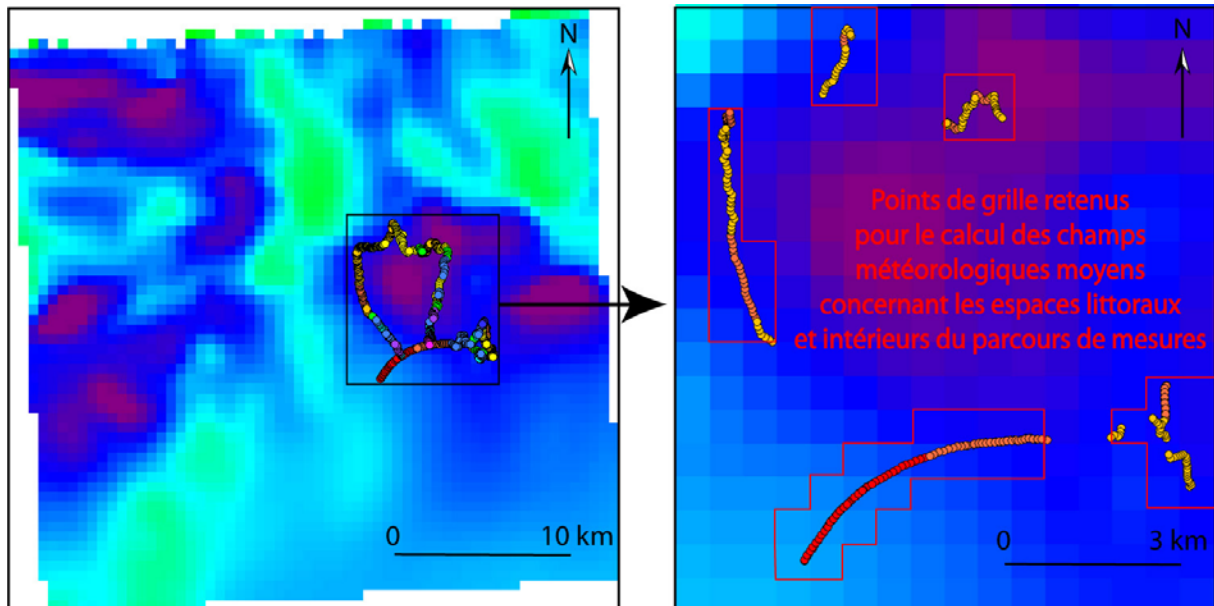


Fig. 7.4 Simulation de l’humidité relative en surface à 9h TU le 21 mai 2007 sur l’ensemble du domaine d’étude à gauche et sur la zone de mesure des concentrations d’ozone à droite (60 % d’humidité relative en vert, 75 % en bleu et 90 % en violet).

La majorité des coefficients de corrélation obtenus entre les niveaux de pollution et les variables météorologiques n’indiquent aucune covariation. Cependant, l’humidité relative en surface, la vitesse du vent en surface, l’énergie cinétique turbulente en surface et la hauteur de la couche limite atmosphérique semblent entretenir des relations privilégiées avec les concentrations d’ozone (tab. 7.4). La plage horaire 15h TU est celle présentant les plus fortes relations excepté pour la hauteur de la couche limite dont les coefficients de corrélation à 9h TU sont les plus élevés. Cette variable offre les covariations les plus intenses avec les valeurs d’ozone sur le littoral et dans les premières centaines de mètres à l’intérieur des terres puisque seules les zones de Saint-Pancrace et du canal de Gairaut connaissent des corrélations inférieures à 0,5. A 15h l’ensemble des relations sont moins bonnes ce qui semble indiquer que la hauteur de la couche limite n’est prépondérante qu’en matinée lorsque les polluants primaires sont émis ; le signe de la corrélation montre que plus le volume d’air dans lequel sont brassés les polluants est faible et plus les concentrations d’ozone sont élevées dans l’après-midi. L’énergie cinétique turbulente, variable caractérisant l’agitation d’une masse d’air, et la vitesse du vent entretiennent aussi une relation négative avec l’ozone. Plus le brassage de l’air est important et plus la pollution par l’ozone diminue. Enfin l’humidité relative ne présente qu’une faible relation positive avec les niveaux de pollution. Ces cinq variables issues des simulations numériques menées à l’aide du modèle RAMS constituent ainsi la base des types de temps affectant la qualité de l’air par l’ozone dans le sud des Alpes-Maritimes.

Tableau 7.4 Coefficients de corrélation entre les moyennes d’ozone des espaces littoraux et intérieurs du parcours de mesures sur Nice, et l’humidité relative (HR), l’énergie cinétique turbulente (TKE), la vitesse du vent (Vit vent) en surface à 15h TU et les hauteurs de la couche limite atmosphérique (PBLH) à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes au cours de 63 jours d’avril à septembre 2007.

corrélation	O3 prom	O3 prom est	O3 mad	O3 st pan	O3 canal	O3 boron
HR 15h prom	0,26	0,27	0,31	0,34	0,29	0,25
HR 15h prom est	0,32	0,34	0,34	0,38	0,34	0,32
HR 15h mad	0,15	0,17	0,21	0,26	0,22	0,16
HR 15h st pan	0,15	0,19	0,24	0,30	0,25	0,17
HR 15h canal	0,18	0,18	0,25	0,29	0,26	0,16
HR 15h boron	0,33	0,35	0,39	0,44	0,40	0,35
TKE 15h prom	-0,44	-0,45	-0,42	-0,46	-0,44	-0,45
TKE 15h prom est	-0,45	-0,47	-0,41	-0,46	-0,47	-0,46
TKE 15h mad	-0,32	-0,33	-0,32	-0,33	-0,36	-0,36
TKE 15h st pan	-0,36	-0,37	-0,35	-0,36	-0,38	-0,36
TKE 15h canal	-0,40	-0,41	-0,41	-0,42	-0,44	-0,41
TKE 15h boron	-0,42	-0,42	-0,41	-0,46	-0,45	-0,38
Vit vent 15h prom	-0,56	-0,57	-0,52	-0,46	-0,52	-0,52
Vit vent 15h prom est	-0,50	-0,53	-0,52	-0,49	-0,49	-0,46
Vit vent 15h mad	-0,47	-0,47	-0,40	-0,35	-0,42	-0,43
Vit vent 15h st pan	-0,50	-0,51	-0,42	-0,35	-0,40	-0,45
Vit vent 15h canal	-0,52	-0,52	-0,47	-0,42	-0,43	-0,47
Vit vent 15h boron	-0,49	-0,51	-0,51	-0,48	-0,45	-0,42
PBLH 9h prom	-0,63	-0,62	-0,57	-0,45	-0,44	-0,60
PBLH 9h prom est	-0,60	-0,60	-0,54	-0,42	-0,41	-0,56
PBLH 9h mad	-0,55	-0,57	-0,47	-0,40	-0,37	-0,54
PBLH 9h st pan	-0,56	-0,57	-0,48	-0,40	-0,34	-0,53
PBLH 9h canal	-0,59	-0,61	-0,50	-0,42	-0,39	-0,55
PBLH 9h boron	-0,59	-0,59	-0,62	-0,49	-0,48	-0,54
PBLH 15h prom	-0,48	-0,51	-0,58	-0,50	-0,50	-0,52
PBLH 15h prom est	-0,42	-0,46	-0,54	-0,49	-0,44	-0,47
PBLH 15h mad	-0,37	-0,45	-0,52	-0,46	-0,47	-0,41
PBLH 15h st pan	-0,43	-0,47	-0,56	-0,51	-0,47	-0,48
PBLH 15h canal	-0,47	-0,52	-0,56	-0,52	-0,50	-0,49
PBLH 15h boron	-0,49	-0,52	-0,58	-0,53	-0,54	-0,51

VII.1.2.2 – Traitement des sorties de RAMS à l’aide des statistiques exploratoires.

Avant de débiter les calculs une simplification de la densité de l’information météorologique disponible s’impose afin d’alléger l’exécution des tâches. En effet les simulations numériques proposent des grilles de 64 colonnes sur 63 lignes (après reprojection en Lambert II étendu), soit 4032 points. L’objectif étant de synthétiser le contenu de 63 journées pour 5 variables, un allègement préliminaire des données est mené en ne sélectionnant qu’un point sur trois du domaine ; de plus la reprojection des données ayant entraîné une légère inclinaison du domaine d’étude (cf. fig. 7.4), les lignes et colonnes incomplètes ont été supprimées. Ainsi la grille sur laquelle s’effectuent les calculs ultérieurs est composée de 17 colonnes et de 15 lignes, soit 255 points. Ce chiffre insignifiant est en réalité déterminant puisqu’il correspond au nombre de colonnes disponibles sur la plupart des tableurs... Cette simplification n’est utilisée que pour les calculs, l’exposé des résultats profitant à nouveau de la fine résolution spatiale des données météorologiques.

La démarche suivie pour construire les types de temps liés à la pollution par l’ozone est identique à celle ayant permis de mettre en valeur les types de circulation atmosphérique affectant le même polluant (cf. IV.1.4). La première étape consiste à synthétiser le contenu des matrices de chaque variable météorologique par des ACP. Les 255 variables sont les points de grille et les observations sont les 63 jours de mesure d’ozone et de simulation numérique des conditions climatiques. Dans chaque cas les composantes principales sont retenues selon le test de Kaiser (seules les composantes dont la valeur propre est supérieure à 1 sont conservées). Ces composantes principales permettent de réduire le nombre de variables en regroupant les points de grille semblables. La seconde phase qui regroupe alors l’ensemble des composantes principales des cinq « prédictants » de l’ozone sélectionnés précédemment, est une CAH (critère d’agrégation de Ward) qui propose de regrouper les observations, donc les jours, par classe. La similarité de la méthode est volontaire afin de pouvoir comparer les types de temps et les types de circulation atmosphérique sans qu’un biais statistique ne complique la tâche. La saison photochimique n’a pas été découpée en trimestres comme ce fut le cas pour les circulations atmosphériques ; deux raisons majeures ont conduit à éviter cette distinction : seuls 63 jours d’avril à septembre sont traités, et de plus, durant la saison photochimique 2007 les épisodes d’ozone se sont produits à des périodes atypiques (cf. VI.2.2.2).

VII.1.2.3 – Classification des 63 jours de simulation d’avril à septembre 2007.

A l’issue de la première étape du traitement, 64 composantes principales sont retenues pour la classification. La quasi-intégralité de l’information contenue dans les différentes matrices a été conservée puisque plus de 96 % de la variabilité est résumée dans les composantes sélectionnées. Le dendrogramme propose alors de constituer six classes (fig. 7.5). Celles-ci sont très inégales en termes d’effectif : K1 par exemple n’est constituée que d’une seule journée tandis que K4 en compte 30 (tab. 7.5). Les configurations d’ozone associées aux différentes classes ne sont pas véritablement toutes différentes. En effet si les niveaux d’ozone relatifs aux classes K1, K5 et K6 sont faibles et que les configurations spatiales sont assez distinctes, le même commentaire n’est pas possible pour les classes K2, K3 et K4 avec des concentrations d’ozone qui sont assez comparables (fig. 7.6). L’essentiel des effectifs étant concentré dans ces 3 classes, une seconde procédure couplant des ACP et une CAH est nécessaire afin de discrétiser au mieux les types de temps concernant la pollution par l’ozone.

Tableau 7.5 Effectif en nombre de jours des classes de types de temps issues des simulations numériques de RAMS au cours de 63 journées d’avril à septembre 2007.

K1	K2	K3	K4	K5	K6
1	17	8	30	2	5

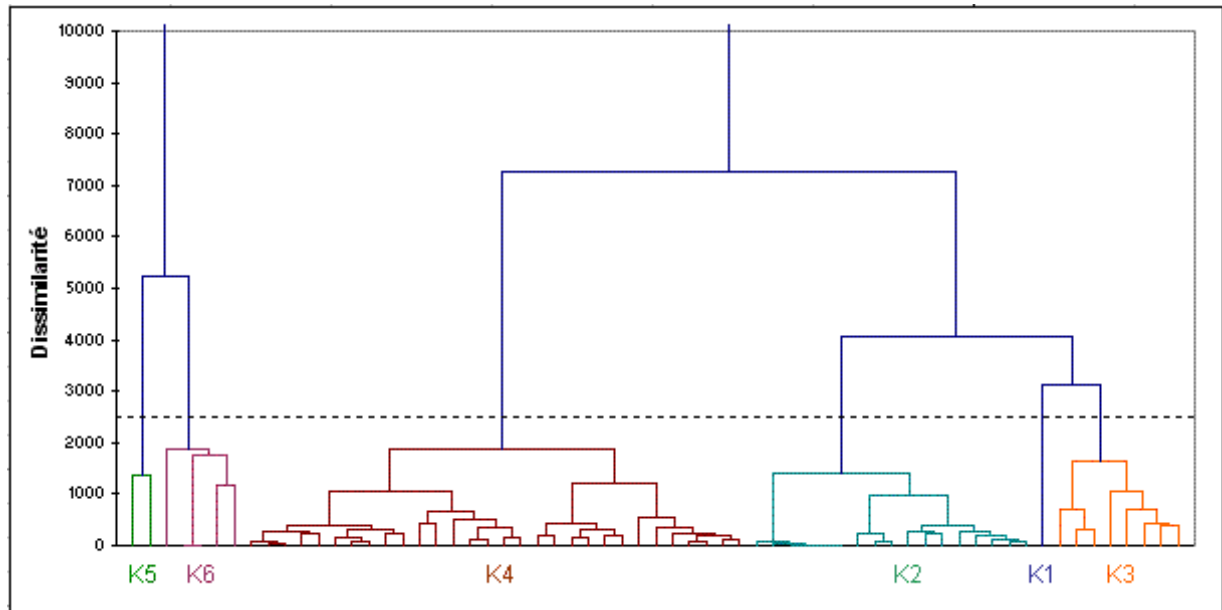


Figure 7.5 Dendrogramme de la CAH effectuée sur les 64 composantes principales synthétisant l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente et la vitesse du vent en surface à 15h TU, et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU durant 63 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

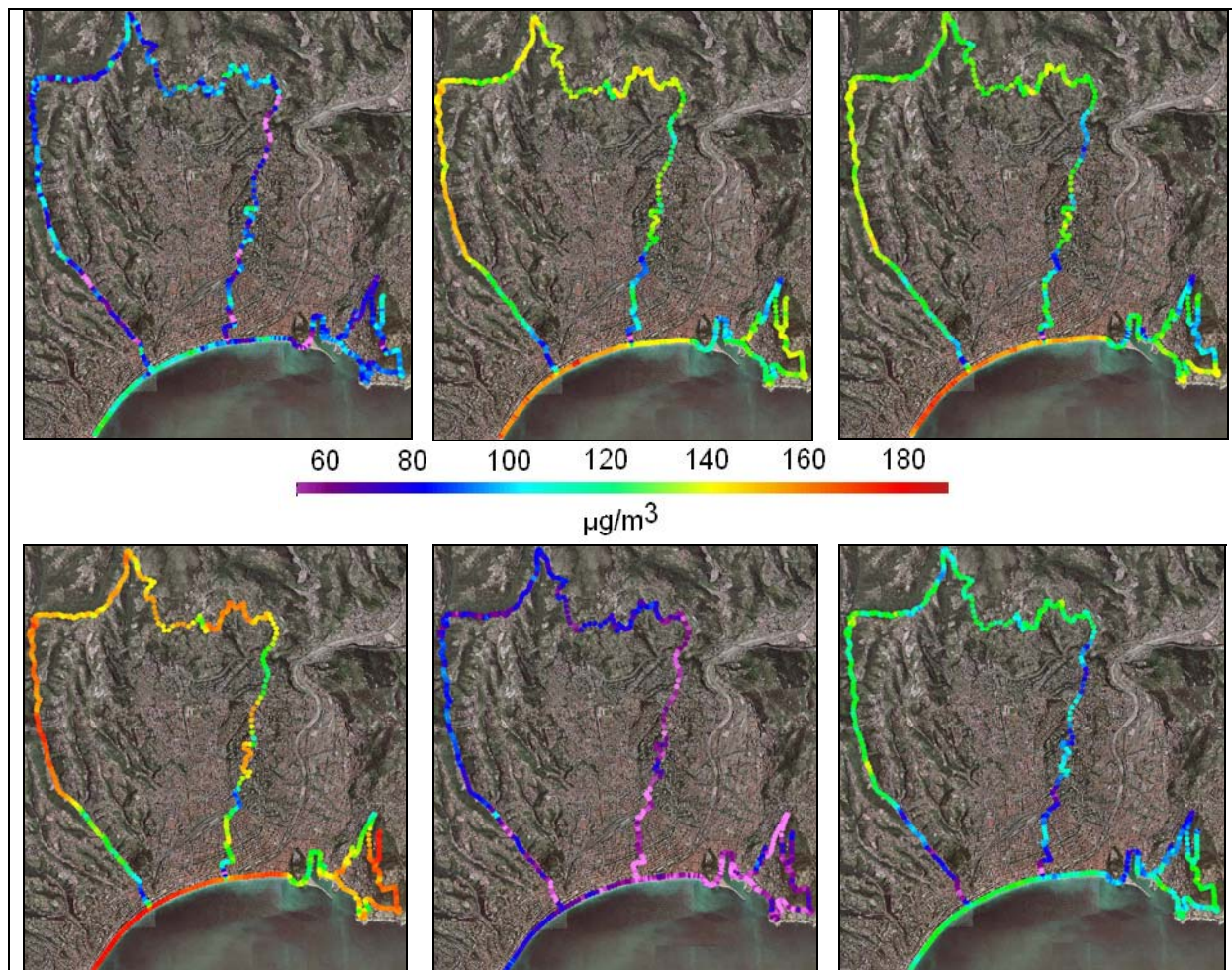


Figure 7.6 Configurations spatiales moyennes des concentrations d'ozone associées aux classes de types de temps (de K1 en haut à gauche à K6 en bas à droite) issues des modélisations météorologiques de RAMS au cours de 63 journées d'avril à septembre 2007.

VII.1.2.4 – Classification des 55 jours de simulation restant d’avril à septembre 2007.

La nouvelle procédure ne concerne plus que les journées appartenant aux classes de types de temps précédentes, K2, K3 et K4, soient 55 jours. Les configurations moyennes des variables météorologiques de chaque classe ne seront exposées qu’à l’issue de ce second traitement dans un souci de comparaison et de clarté. A nouveau une étape préliminaire à la classification synthétise l’information contenue dans les matrices des variables météorologiques ; celles-ci sont toujours composées de 255 colonnes (points de grille) mais de seulement 55 lignes (dates de simulation). La sélection des composantes principales découlant des ACP est établie selon le test de Kaiser. Ainsi la nouvelle matrice réunissant l’ensemble des informations météorologiques jugées discriminantes pour la pollution par l’ozone est caractérisée par 93 colonnes et 55 lignes. En moyenne 97 % de la variabilité des cinq différentes matrices est intégrée dans ce dernier tableau sur lequel une CAH (critère d’agrégation de Ward) permet de discrétiser les cas semblables du paragraphe précédent. Le dendrogramme, plus équilibré, produit cinq nouvelles classes (fig. 7.7). Les nombres de jours affectés à chaque classe sont par conséquent assez comparables, excepté pour L5 (tab. 7.6).

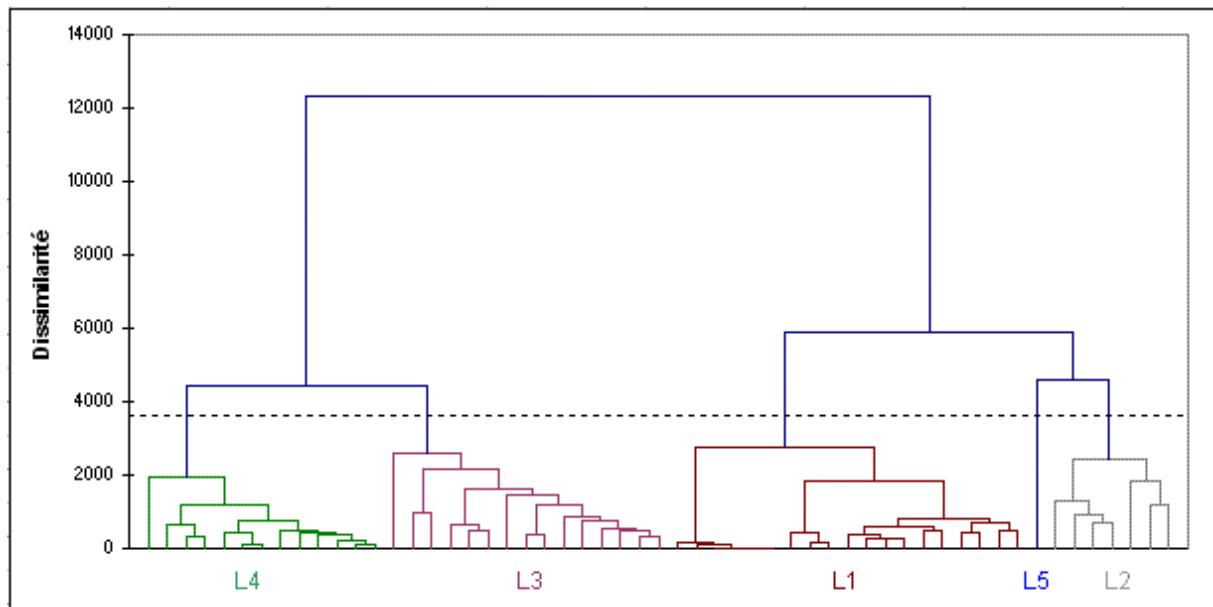


Figure 7.7 Dendrogramme de la CAH effectuée sur les 93 composantes principales synthétisant l’humidité relative, l’énergie cinétique turbulente et la vitesse du vent en surface à 15h TU, et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU durant 55 jours d’avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

Tableau 7.6 Effectif en nombre de jours des classes de types de temps issues des simulations numériques de RAMS au cours de 55 journées d’avril à septembre 2007.

L1	L2	L3	L4	L5
19	7	15	13	1

En combinant ces deux procédures de classification, ce sont huit classes au total qui ont été identifiées. Les trois premières, K1, K5 et K6 étaient caractérisées par des niveaux de pollution par l’ozone plutôt faibles. Au contraire les cinq nouvelles classes de types de temps sont marquées par des concentrations d’ozone plus élevées (fig. 7.8). Les configurations spatiales de l’ozone associées mettent toutes en évidence de fortes teneurs sur le littoral. La classe L4 correspond à une qualité de l’air très dégradée sur la grande majorité du parcours de mesures tandis que la classe L5 (composée d’une seule journée) présente une dichotomie littoral/intérieur avec une faible pénétration des concentrations d’ozone dans les terres. Les

autres classes de types de temps ont des configurations moyennes d’ozone associées intermédiaires et assez proches ; toutefois une hiérarchie peut être établie : L3 correspond à une plus forte pollution par l’ozone que L1, qui elle-même est caractérisée par une moins bonne qualité de l’air que L2.

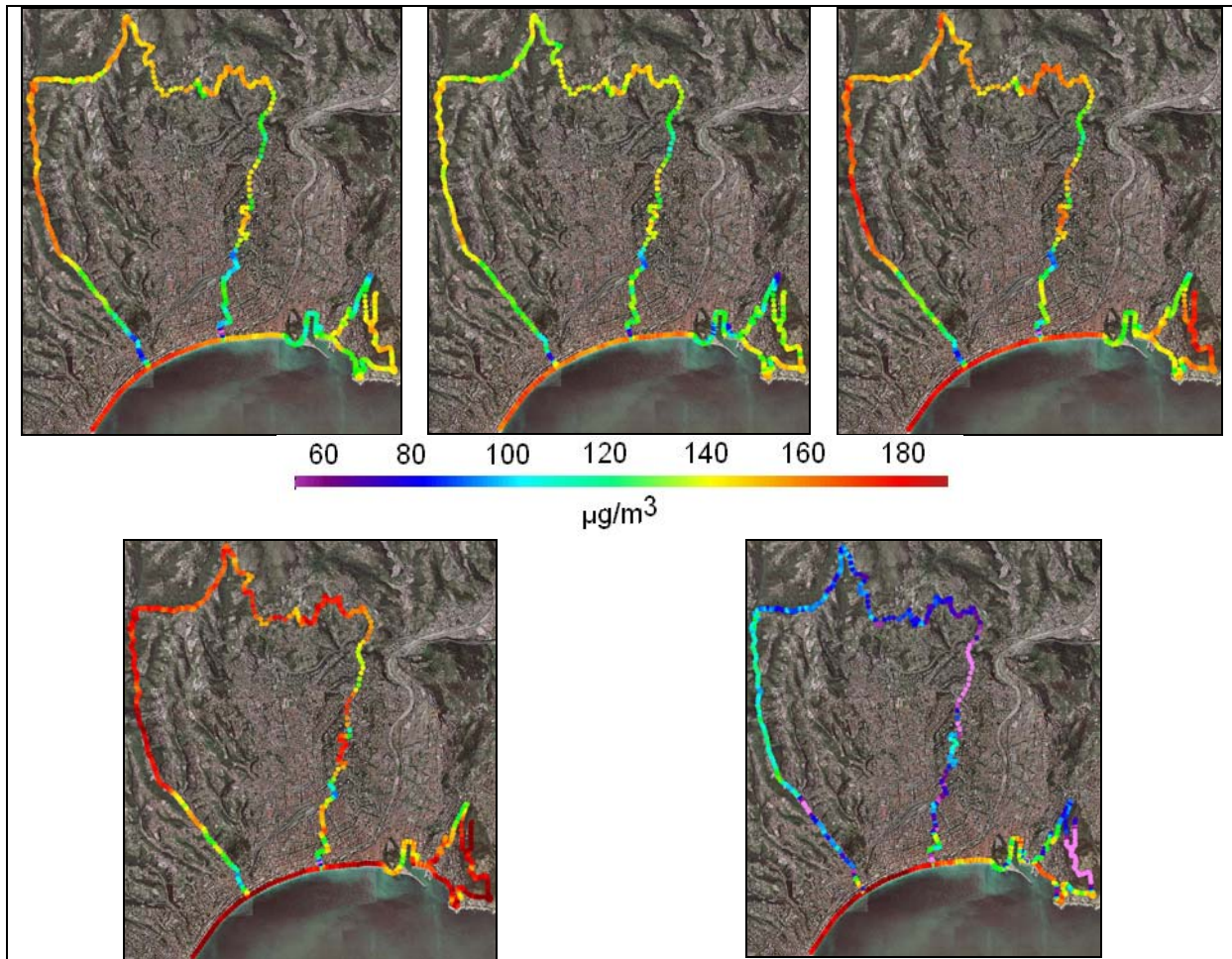


Figure 7.8 Configurations spatiales moyennes des concentrations d’ozone associées aux classes de types de temps (de L1 en haut à gauche à L5 en bas à droite) issues des modélisations météorologiques de RAMS au cours de 55 journées d’avril à septembre 2007.

Les huit configurations moyennes d’ozone, associées aux huit types de temps, ayant été présentées, il convient maintenant de détailler les conditions météorologiques locales simulées par le modèle RAMS responsables de ces différents aspects temporels et spatiaux de l’ozone. Outre des valeurs absolues de pollution distinctes, l’intérêt porte également sur quelques disparités spatiales dont l’origine pourrait provenir de situations météorologiques locales particulières.

VII.1.3 – Les types de temps liés à la pollution par l’ozone dans les Alpes-Maritimes.

Globalement, les deux classifications auxquelles ont été soumises les variables météorologiques simulées par le modèle RAMS produisent des classes de types de temps qui couvrent une gamme assez large de conditions photochimiques ; les répartitions spatiales de l’ozone et les valeurs atteintes sont très hétérogènes entre ces classes. La première étape de discrétisation a eu tendance à regrouper des journées pour lesquelles les configurations

météorologiques locales favorisaient une bonne qualité de l’air, tandis que la seconde phase de classification a plutôt identifié des cas pour lesquelles les conditions locales du temps ont entraîné une production et/ou une accumulation d’ozone.

VII.1.3.1 – Types de temps associés à de faibles concentrations d’ozone.

Ces types de temps sont au nombre de trois et sont établis par les classes K1, K5 et K6. Huit journées présentent ainsi une atmosphère saine où les teneurs maximales d’ozone ne dépassent pas les $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et où les valeurs moyennes sont comprises entre 60 et $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les plus faibles concentrations sont observés pour le type de temps K5 et les moins basses pour la classe K6 (cf. fig. 7.6). Spatialement les caractéristiques de la configuration moyenne mise en valeur au chapitre VI ressortent (cf. VI.2.2.1); le littoral et les collines périurbaines sont légèrement plus exposés que le reste du parcours.

En moyenne les trois types de temps favorisant une faible pollution par l’ozone sont caractérisés par des conditions météorologiques locales assez semblables (fig. 7.9 à 7.11). Les hauteurs de couche limite sont très importantes puisque 2000 à 3000 m d’épaisseur, voire plus, sont dépassés sur une grande partie du domaine ; les vitesses de vent sont soutenues avec parfois plus de 15 m/s, et généralement entre 5 et 10 m/s. L’énergie cinétique turbulente présente également des niveaux élevés. Enfin l’humidité relative en surface est la seule variable météorologique pour laquelle les intensités ne sont pas liées linéairement avec les concentrations d’ozone. En effet K1 connaît des valeurs d’humidité relative bien plus élevées que K5 et K6 caractérisées par un air relativement sec. Les fortes vitesses de vent associées à ces deux classes suggèrent alors des situations d’effet de foehn bien que la direction du vent ne soit pas indiquée. Le faible nombre de jours intégrés à chaque classe conduit à une certaine

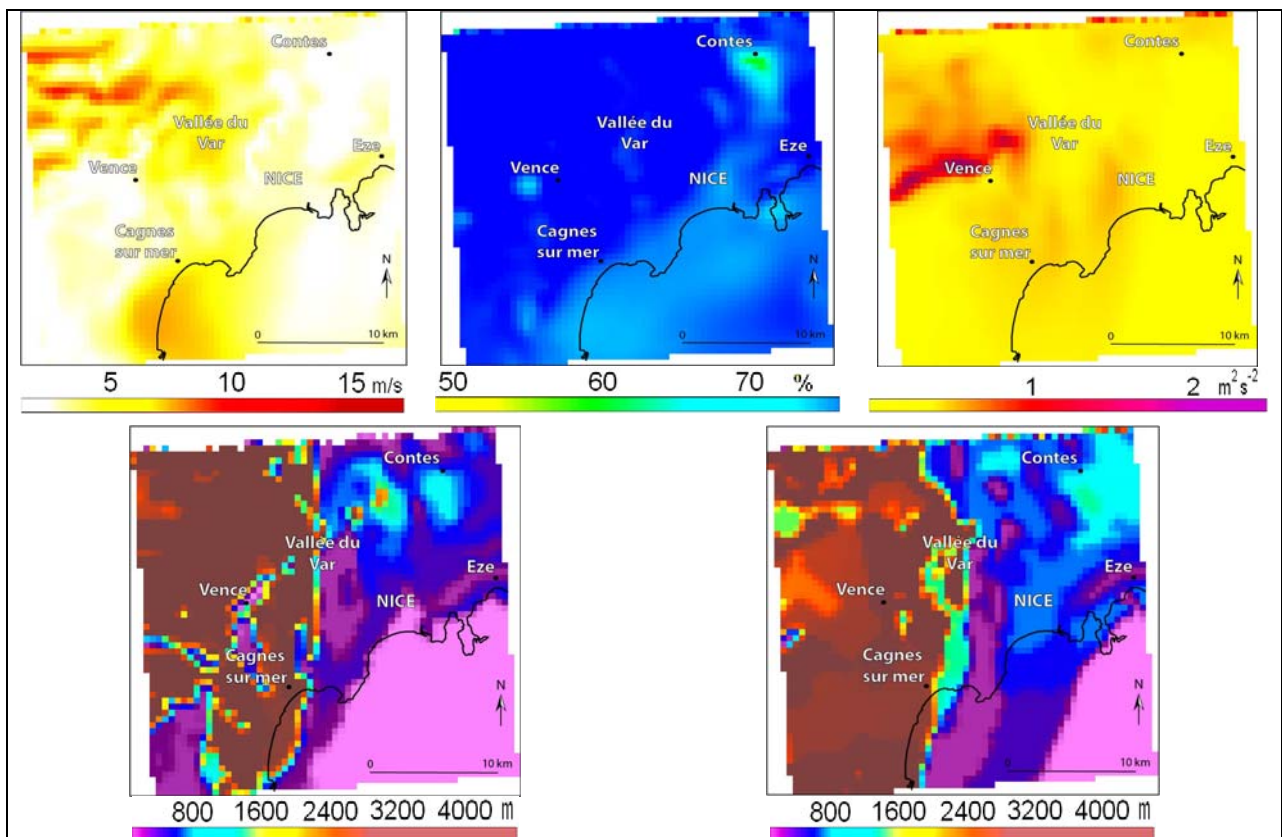


Figure 7.9 Classe K1 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l’humidité relative, l’énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 63 jours d’avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

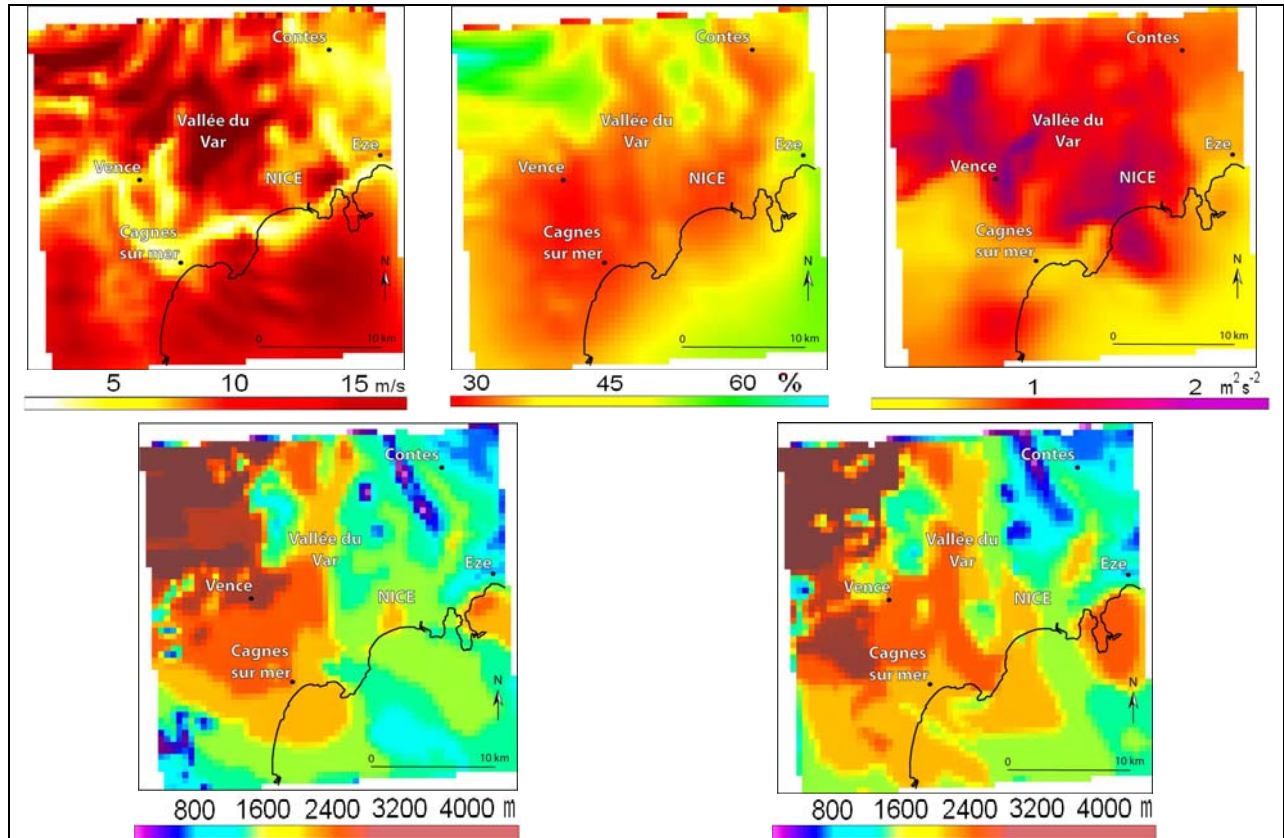


Figure 7.10 Classe K5 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l’humidité relative, l’énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 63 jours d’avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

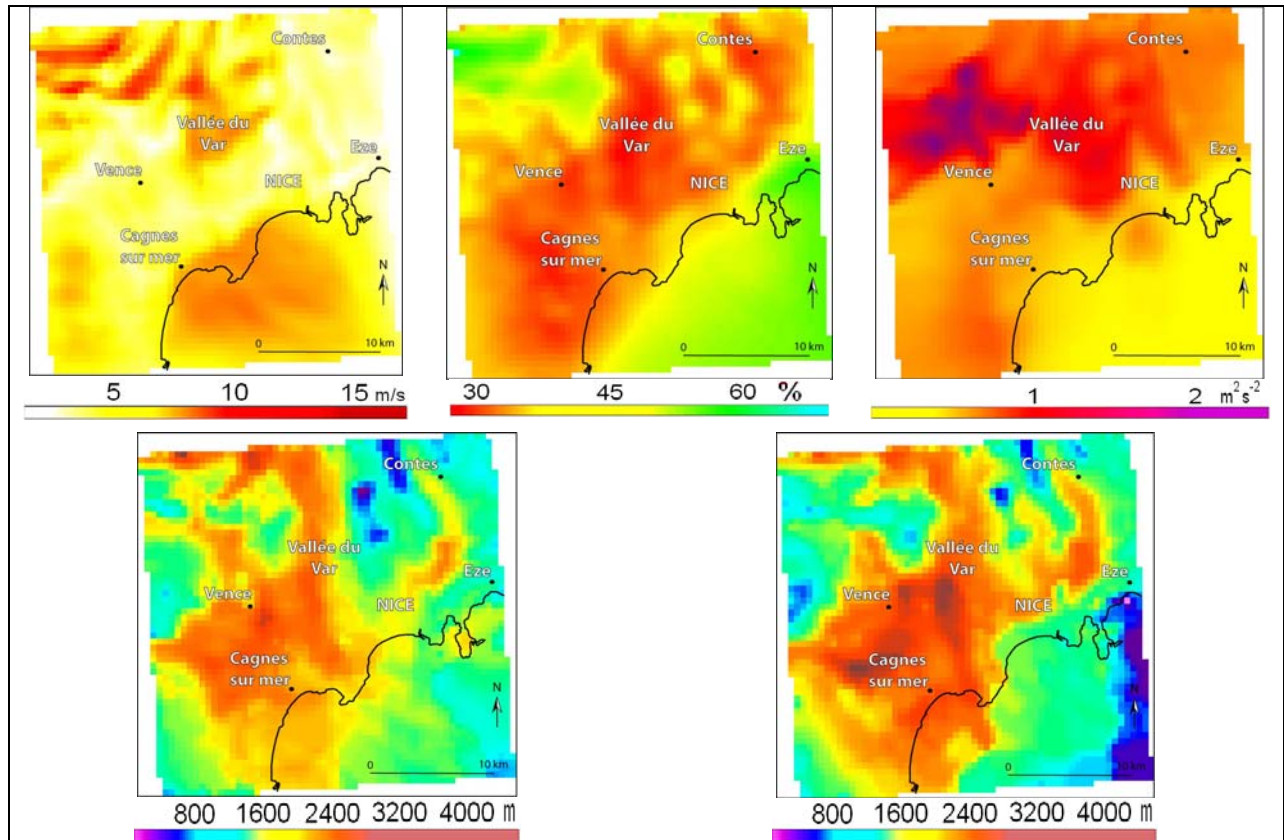


Figure 7.11 Classe K6 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l’humidité relative, l’énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 63 jours d’avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

prudence quant aux interprétations ; toutefois la hiérarchie photochimique constatée entre K1, K5 et K6 laisse penser que les facteurs prépondérants sont d’une part les vitesses de vent, qui permettent de diluer horizontalement les polluants primaires et secondaires, puis d’autre part les hauteurs de couche limite qui favorisent cette fois la dispersion verticale. Enfin l’énergie cinétique turbulente est en quelque sorte la combinaison de ces deux variables et permet, par conséquent, de discrétiser les niveaux de pollution efficacement.

VII.1.3.1 – Types de temps associés à une dégradation de la qualité de l’air par l’ozone.

Les conditions météorologiques locales déterminées par la seconde étape de classification proposent toutes de plus fortes concentrations d’ozone. Excepté la configuration spatiale de l’ozone associée au type de temps L5, les quatre autres correspondent à nouveau, pour des niveaux de pollution distincts, à l’aspect moyen mis en valeur au chapitre VI ; une hiérarchie photochimique très nette s’établit entre ces classes. L2 est la classe dont les niveaux moyens d’ozone associés sont les moins élevés et compris en moyenne entre 130 et 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Puis ces derniers sont en hausse progressive pour L1 et L3 avec des valeurs moyennes d’ozone de 130 à 170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 130 à 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement. Enfin le type de temps L4 correspond à un épisode de pollution photochimique avec un dépassement spatialement généralisé des 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (cf. fig. 7.8).

Le type de temps L5 se distingue des quatre autres à travers la répartition spatiale de l’ozone qui lui est associée. En effet alors que de fortes valeurs sont enregistrées sur le littoral, l’intérieur des terres n’est pratiquement pas concerné par cette pollution. Cette classe, ne regroupant qu’une journée (26 août 2007), a déjà fait l’objet d’une étude détaillée au paragraphe VI.3.3.2 où la forte influence des émissions de polluants primaires par les bateaux de croisières stationnant dans la rade de Villefranche/mer permettait de mieux comprendre la grande disparités des concentrations d’ozone entre la promenade des anglais et le mont Boron. Toutefois aucune hypothèse n’avait été envisagée afin d’interpréter, dans ce cas précis, la dichotomie littoral/intérieur. Cependant l’observation du comportement spatial des variables météorologiques modélisées par RAMS procure une piste d’explicative (fig. 7.12). Bien que les hauteurs de couche limite soient d’environ 1200-1400 m sur l’ensemble du parcours de mesures, des écarts notables sont relevés pour l’ozone ; de même les vitesses de vent, plutôt faibles le long de l’itinéraire emprunté, ne constituent pas une source de disparités spatiales ; par ailleurs l’humidité relative n’apporte aucune nouvelle information. Mais l’énergie cinétique turbulente varie fortement dans l’espace : le nord et l’est de l’itinéraire de mesures est caractérisé par de fortes valeurs de TKE tandis que le littoral connaît des niveaux presque nuls. Ainsi cette variable météorologique, définissant l’intensité de brassage de l’air, pourrait expliquer les grandes disparités spatiales d’ozone constatées au cours de cette journée.

En passant des classes L2 à L1, puis à L3, et enfin à L4, les types de temps sont de plus en plus favorables à une mauvaise qualité de l’air avec une hausse des concentrations d’ozone (fig. 7.13 à 7.16). Il semblerait que toutes les variables météorologiques évoluent de telle manière que la dispersion horizontale et verticale des polluants atmosphériques soit de moins en moins intense. Globalement l’épaisseur de la couche limite diminue, la force du vent faiblit, l’énergie cinétique turbulente chute et l’humidité relative ne fait qu’augmenter. Pour cette dernière variable, et selon la littérature, les relations avec les intensités de production et de destruction d’ozone ne paraissent pas être linéaires (cf. I.1.2). En effet il semblerait que l’humidité relative covarie positivement avec les teneurs d’ozone au sein des quatre types de temps des classes L2, L1, L3 et L4 ; cependant la classe K1, caractérisée par une forte humidité relative, était alors associée à de faibles valeurs d’ozone. Excepté cette variable, agissant éventuellement sur la chimie de l’ozone, les trois autres régissent à la fois le volume d’air dans lequel sont émis les polluants et l’intensité de brassage de ces polluants. Si dans le

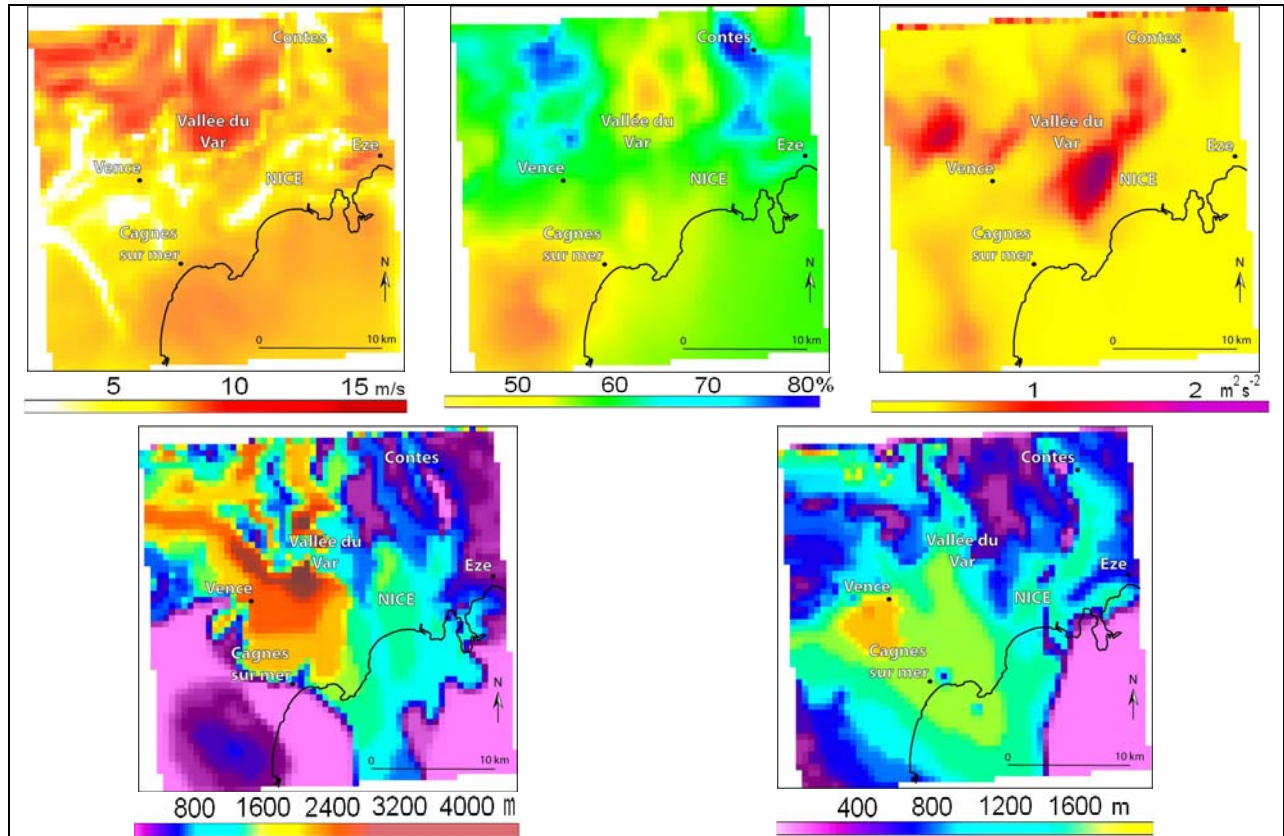


Figure 7.12 Classe L5 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

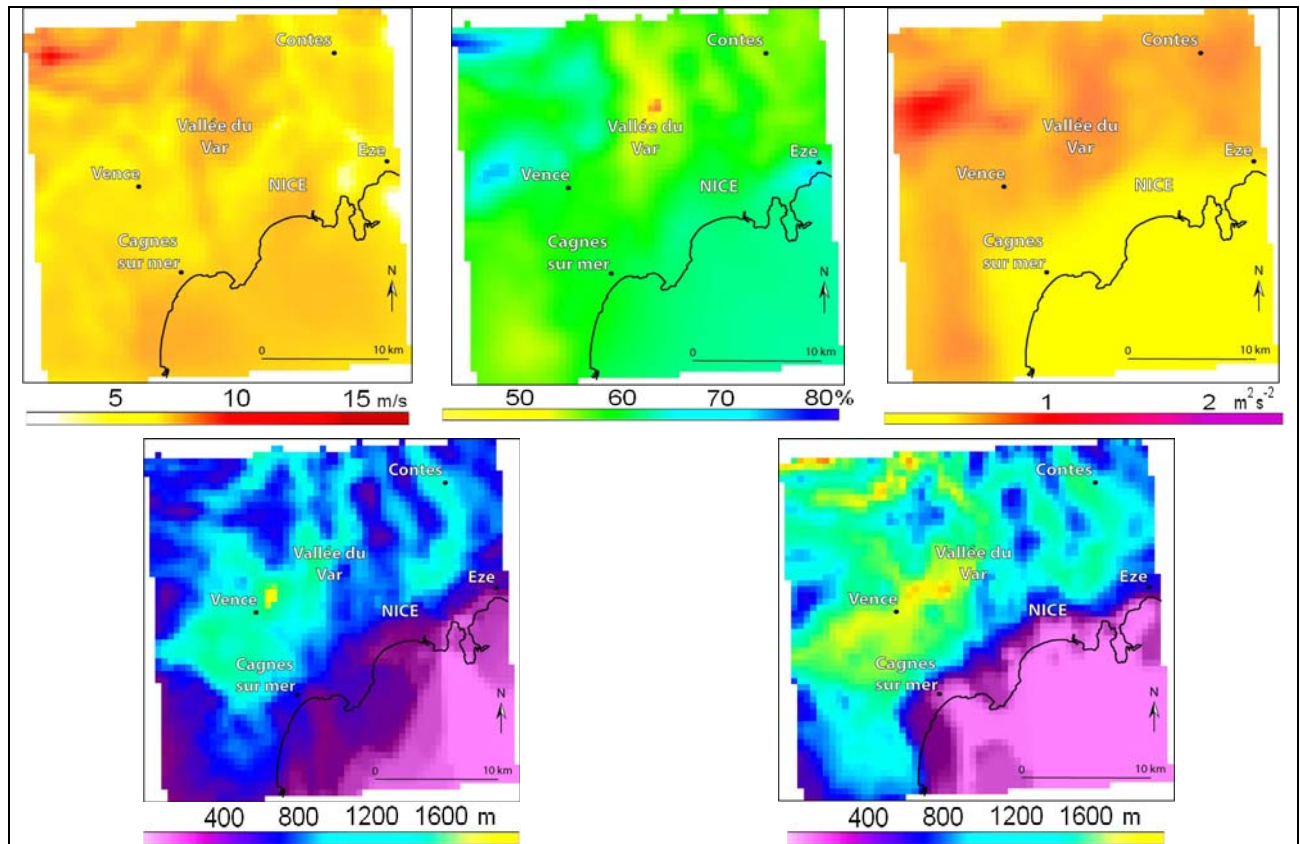


Figure 7.13 Classe L2 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

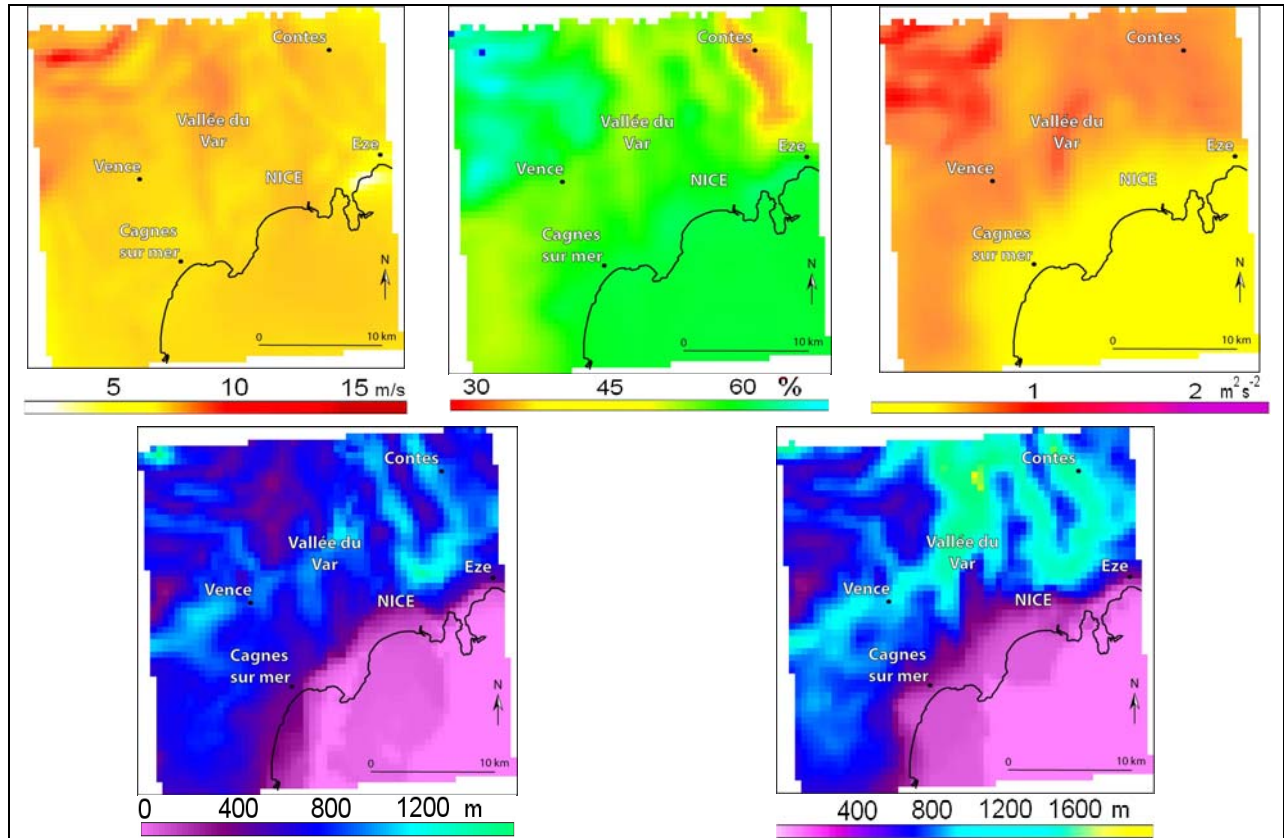


Figure 7.14 Classe L1 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

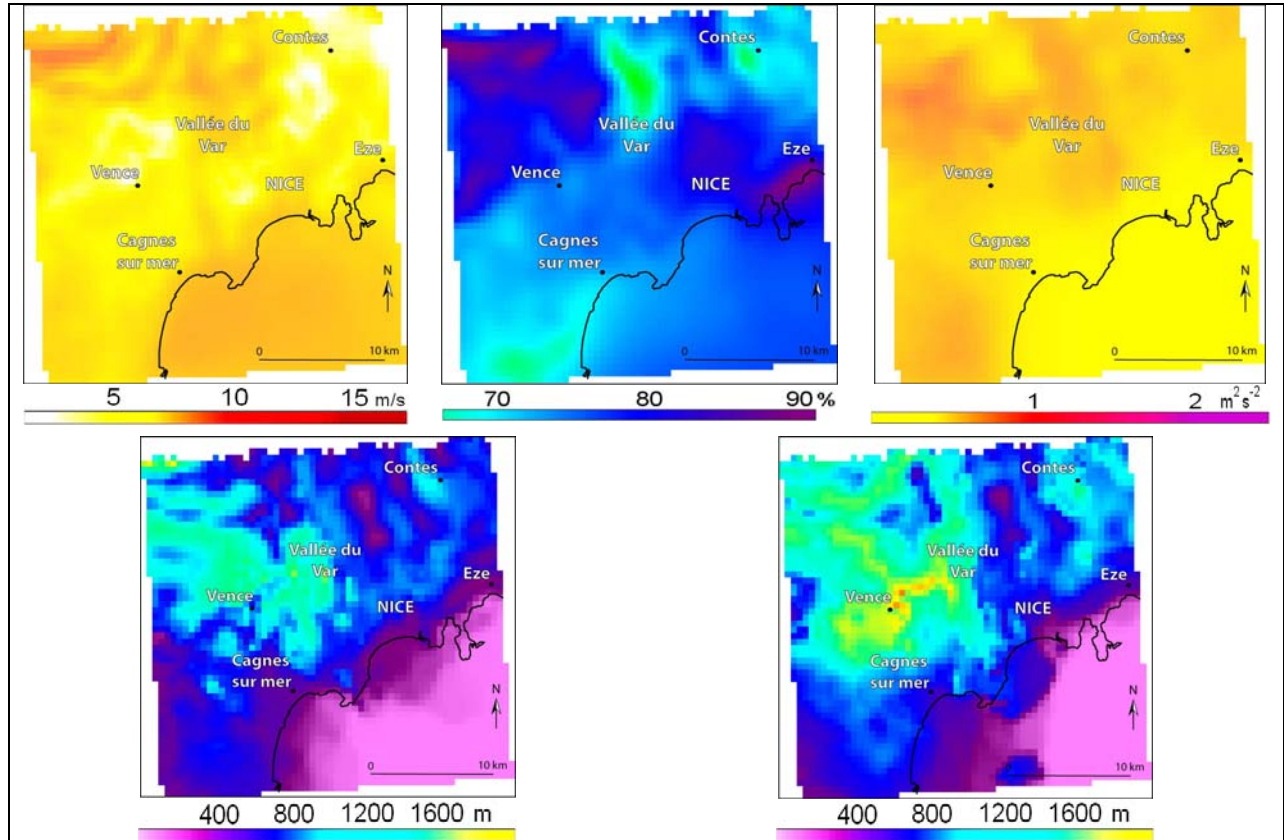


Figure 7.15 Classe L3 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

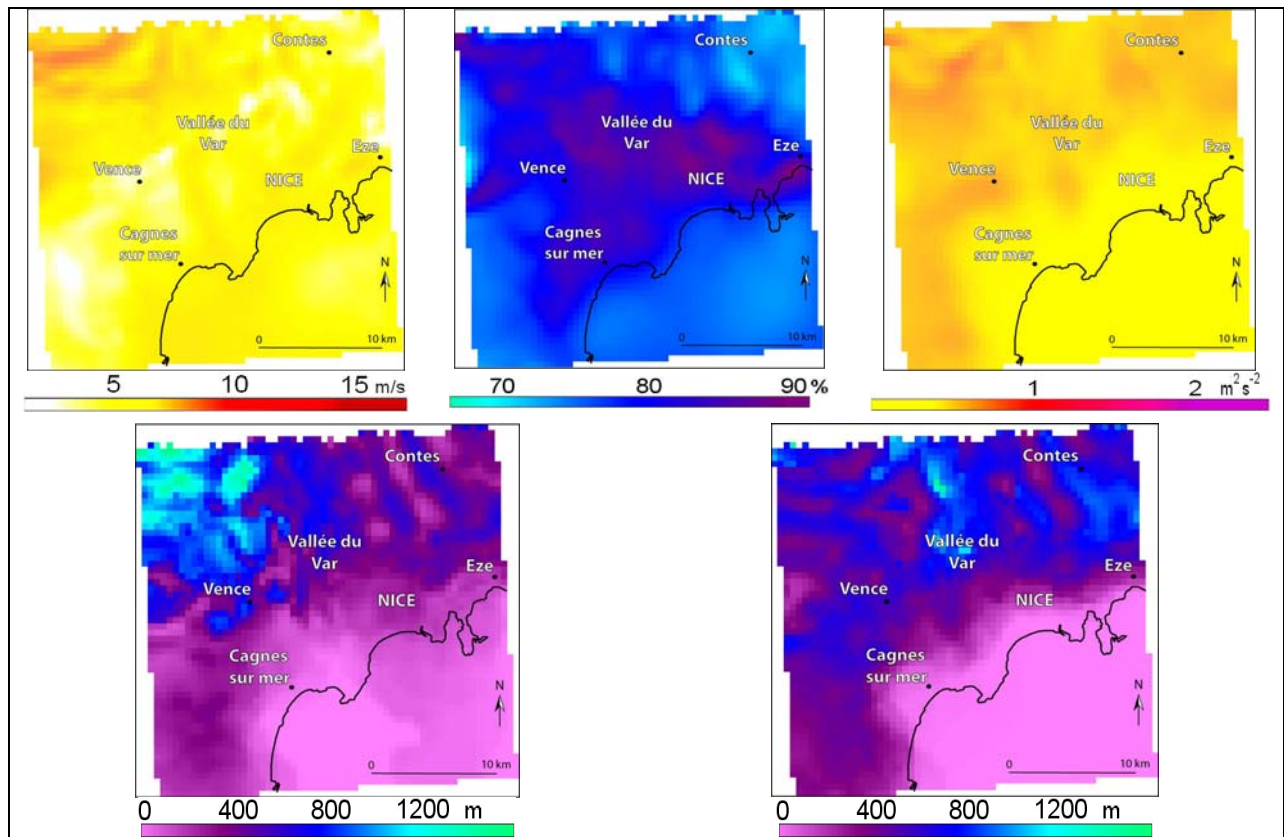


Figure 7.16 Classe L4 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l’humidité relative, l’énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d’avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

même temps le volume d’air disponible pour accueillir les polluants atmosphériques diminue, et si les mouvements de brassage de la masse d’air sont moins intenses, la hausse des concentrations d’ozone paraît mécaniquement inévitable.

La configuration moyenne de la hauteur de la couche limite pour les types de temps L1 et L3 constitue la seule incohérence à ce schéma si logique en apparence ; en effet L1 est associée à une plus faible pollution par l’ozone que L3, tandis que l’épaisseur moyenne de la couche limite qui la définit est plus fine sur la majorité du domaine. Cet aspect est plus marquant sur la partie littorale de l’itinéraire de mesures, caractérisée par des hauteurs de couche limite d’environ 200 à 300 m pour L1 contre 400 à 800 m pour L3 ; à l’inverse les zones intérieures du parcours sont concernées par de plus grandes épaisseurs pour L1, entre 800 et 1200 m, contre seulement 600 à 1000 m pour L3. Les évolutions de la vitesse du vent et de l’énergie cinétique turbulente entre les classes L1 et L3 paraissent mieux expliquer la hausse des concentrations d’ozone correspondantes à ces deux types de temps, avec notamment une chute sensible des valeurs de ces deux variables dans l’intérieur.

En règle générale les hauteurs de couche limite simulées par le modèle RAMS dans le sud des Alpes-Maritimes sont plus faibles sur la mer quels que soient le type de temps et l’heure (9h ou 15h TU). Plus les jours sont pollués par l’ozone et plus ils connaissent des épaisseurs de couche limite sur la bordure littorale comparables aux hauteurs modélisées en mer ; de plus il semblerait que la pénétration dans les terres de ces faibles valeurs de couche limite soit plus prononcée au fil des classes de L2 à L4. Dans le même temps, la chute progressive des vitesses de vent et des taux d’humidité relative de plus en plus forts suggèrent qu’un flux d’origine maritime (malgré l’absence d’informations sur la direction du vent) domine les journées affectées par de forts niveaux d’ozone.

La classification des variables météorologiques corrélées aux concentrations d’ozone mesurées sur la commune de Nice et dans ses environs produit huit types de temps qui correspondent chacun à une configuration de l’ozone distincte ; la hiérarchie entre les différents espaces du parcours de mesures mis en valeur au chapitre VI ne change guère, les modifications des conditions photochimiques sont plus temporelles que spatiales. Néanmoins quelques journées ont proposé une répartition spatiale de l’ozone atypique, une étude jour par jour des agencements spatiaux des teneurs d’ozone est ainsi nécessaire (cf. VII.2). Mais avant cela, l’établissement de la circulation atmosphérique générale moyenne pour chaque type de temps pourrait permettre d’évaluer quelle échelle spatiale constitue la meilleure approche pour discrétiser les niveaux de pollution par l’ozone dans le sud des Alpes-Maritimes.

VII.1.4 – Circulation atmosphérique et type de temps.

VII.1.4.1 – Les objectifs de la comparaison.

Le chapitre IV a mis en relation la circulation atmosphérique à macro-échelle avec les concentrations d’ozone mesurées ponctuellement dans l’espace au sein du département par le réseau d’analyseurs d’AtmoPACA. Cette confrontation de phénomènes d’échelles distinctes avait produit des hypothèses selon lesquelles le préalable à un épisode de pollution par l’ozone était la présence de forts géopotentiels 500 hPa, de faibles valeurs de vorticité relative à 700 hPa, d’une humidité relative moyenne et de petites vitesses de vent en surface sur une grande partie de l’Europe. Cependant quelques journées du début du mois de septembre 2006 avaient soulevées la prégnance des conditions météorologiques à l’échelle locale : en dépit d’une situation synoptique générale propice à une dégradation de la qualité de l’air, l’absence d’ensoleillement induite par des nuages bas avait inhibé toute réaction de production d’ozone (cf. IV.3).

Ce paragraphe a pour objectif de mettre en parallèle les types de temps, issus des classifications des variables météorologiques modélisées et corrélées aux teneurs d’ozone enregistrées à Nice et dans ses environs, et les configurations de circulation synoptique générale moyennes correspondantes. Cette procédure n’est pas tout à fait comparable au travail réalisé dans le chapitre IV pour deux raisons :

- Les types de circulation atmosphérique, issues des réanalyses du NCEP, liés à la pollution par l’ozone ont été établis pour deux trimestres distincts, avril-mai-septembre et juin-juillet-août. A l’inverse les types de temps construits dans le paragraphe précédent ne font pas cette différence en raison d’un nombre de jours à discrétiser trop faible (70 cas d’avril à septembre 2007). De ce point de vue, la comparaison directe des configurations moyennes de la circulation atmosphérique associées aux types de temps avec les classes de circulation atmosphérique établis au chapitre IV n’est pas réalisable ; cette confrontation n’offre ainsi qu’une idée générale sur la prépondérance des échelles spatiales d’analyse de l’ozone.

- Les classes de circulation atmosphérique découlaient de variables climatiques corrélées à l’ensemble du réseau de mesures d’ozone des Alpes-Maritimes. Cette classification supposait un lien entre la macro-échelle et la méso-échelle. Or, les types de temps bâtis précédemment ne reposent que sur des variables météorologiques corrélées aux concentrations d’ozone mesurées localement ; l’échelle concernée ici est plus la micro-échelle que la méso-échelle.

Ainsi le but n’est pas de valider ou non les types de circulation atmosphérique du chapitre IV, mais plus de parvenir à distinguer, entre le global et le local, quelle échelle spatiale a la plus de poids sur l’occurrence d’un épisode de pollution par l’ozone ou au contraire sur la faiblesse des valeurs enregistrées.

VII.1.4.2 – Les configurations moyennes de circulation atmosphérique.

Le géopotentiel 500 hPa paraît être la variable la plus explicite pour décrire l'aspect général de la circulation atmosphérique ; seul ce paramètre est exposé, les trois autres (vorticité relative à 700 hPa, vitesse du vent et humidité relative en surface) sont détaillés en annexe VII.b. Chaque classe de type de temps regroupe un nombre divers de jours pour lesquels les altitudes moyennes de la surface de pression 500 hPa sont calculées (fig. 7.17). Pour les classes K1 et L5, composées d'une seule journée chacune, les comportements du géopotentiel 500 hPa sont présentés à part ; l'effectif unitaire de ces classes ne permet pas d'établir d'interprétations robustes sur les relations entre le temps local et la circulation générale (fig. 7.18).

Les aspects moyens du géopotentiel 500 hPa sont organisés (de gauche à droite et de haut en bas dans la figure 7.17) du type de temps associé aux plus faibles concentrations d'ozone (K5), au type de temps caractérisant un épisode de pollution photochimique (L4). Les comportements moyens du géopotentiel 500 hPa pour K5 et K6, illustrent une situation dépressionnaire à proximité immédiate de la France ; cette situation s'accompagne de vitesses de vent comprises entre 5 et 10 m/s, d'une humidité relative d'environ 40% et d'une vorticité

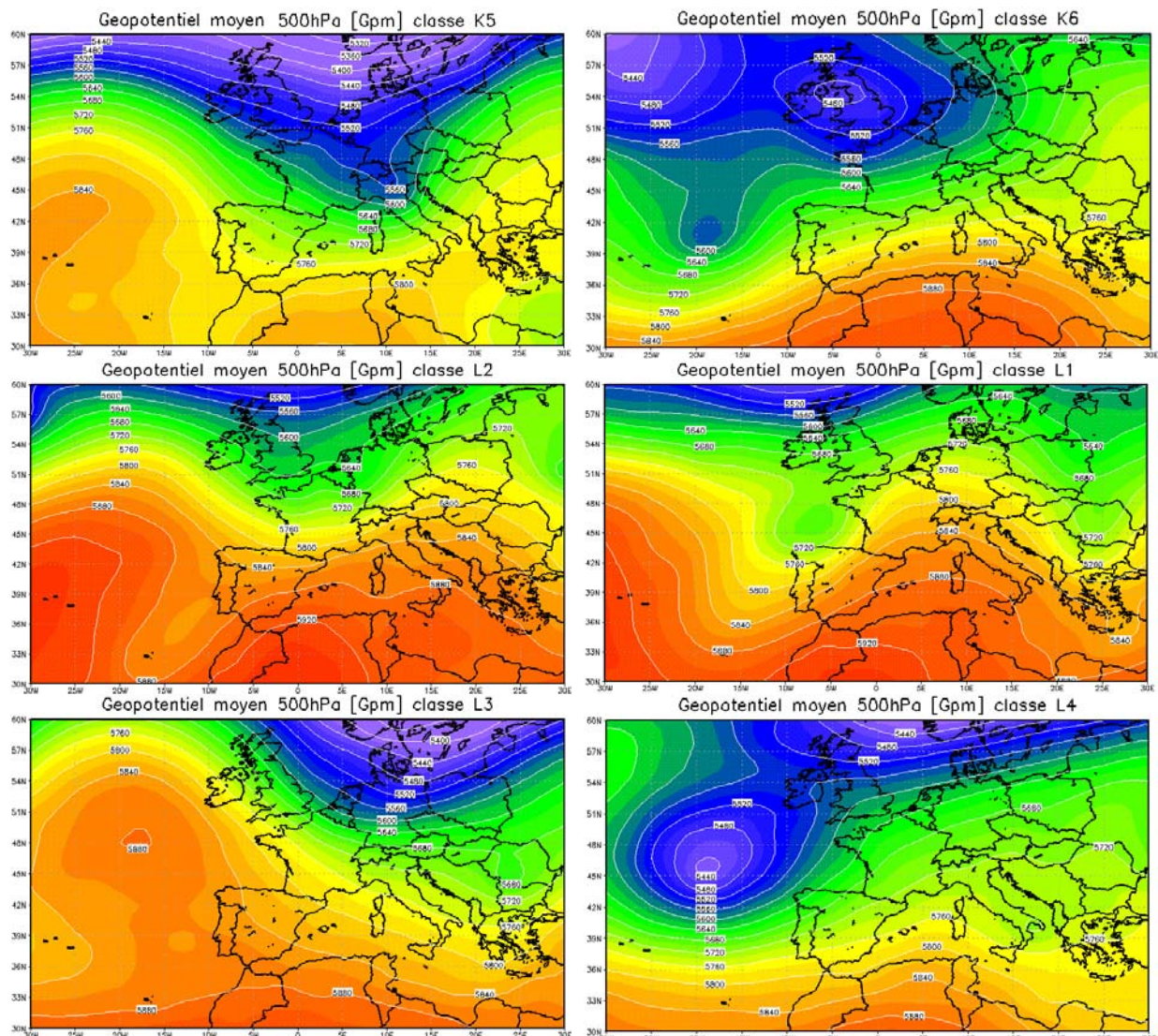


Figure 7.17 Configurations moyennes du géopotentiel 500 hPa associées aux classes de types de temps établies à partir de l'humidité relative, de la vitesse du vent, de l'énergie cinétique turbulente en surface à 15h TU et des hauteurs de couche limite atmosphérique à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes.

relative légèrement positive sur le département. Ces conditions météorologiques globalement perturbées, quelle que soit l’échelle d’analyse, procurent une bonne qualité de l’air sur Nice et ses alentours. Cependant pour les quatre autres classes marquées par de plus fortes concentrations d’ozone, les conditions synoptiques générales ne semblent que très peu influencer les niveaux de pollution atmosphérique. En effet L4 est concernée par une légère dorsale anticyclonique à 500 hPa, de l’Algérie au golfe de Gênes, qui n’est toutefois pas comparable aux puissantes dorsales estivales plus favorables à de fortes production et accumulation d’ozone ; seule L1, caractérisée par une dégradation de la qualité de l’air, est associée à configuration synoptique proche.

Enfin les classe K1 et L5, qui ne regroupent qu’une journée chacune, présentent des circulations atmosphériques opposées et dont les conséquences sur les niveaux d’ozone à Nice paraissent logiques : la dépression centrée sur le sud-est de la France associée à K1 induit une bonne qualité de l’air, tandis que la puissante dorsale anticyclonique relative à L5 se traduit par d’importantes teneurs d’ozone ; néanmoins les disparités spatiales constatées pour cette classe ne trouvent pas d’explications sans l’aide des simulations numériques locales du temps.

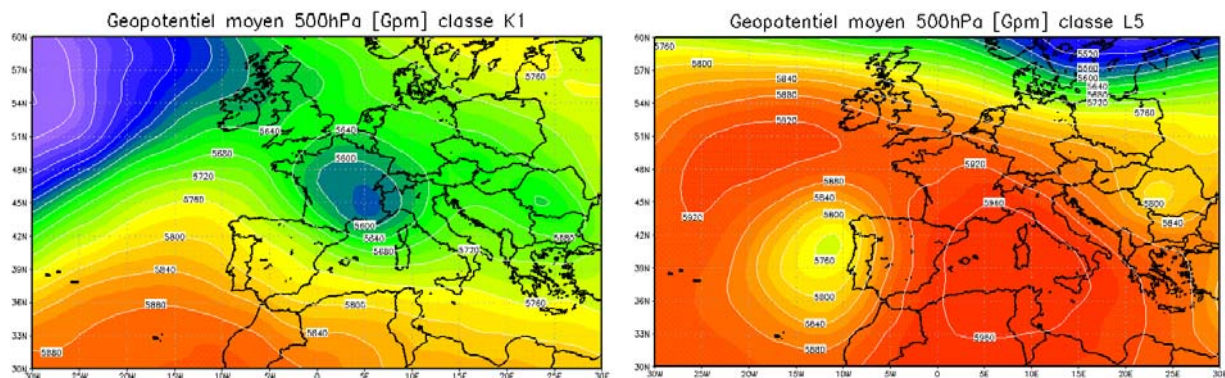


Figure 7.18 Configurations du géopotentiel 500 hPa associées aux 1^{er} juin (K1 à gauche) et au 26 août 2007 (L5 à droite).

Ainsi l’influence de la circulation atmosphérique générale sur les conditions météorologiques à méso voire à micro-échelle n’est pas toujours évidente à percevoir. De plus il semblerait que le local prime sur le général pour expliquer les niveaux de pollution par l’ozone dans le sud des Alpes-Maritimes. Deux aspects nécessitent de nuancer ces propos :

- La chronologie des épisodes pollués de la saison photochimique 2007 est atypique ; l’occurrence précoce, durant avril et mai surtout, des très fortes concentrations d’ozone expliquent en partie la configuration moyenne particulière du géopotentiel 500 hPa associée à la classe de type de temps L4. En effet la ceinture d’anticyclones subtropicaux est encore relativement basse à cette époque de l’année. Plus que les valeurs absolues atteintes par les altitudes du géopotentiel, la stagnation d’une dorsale pendant plusieurs jours serait initiatrice d’une hausse des concentrations d’ozone notamment par accumulation de polluants.

- Le second aspect découle du premier : dans l’espace littoral montagneux étudié, les périodes anticycloniques font ressortir l’influence des facteurs locaux par l’intermédiaire des régimes de brises thermiques qui s’instaurent. Une sorte de découplage entre la configuration synoptique générale et les conditions locales du temps s’établit, bien que l’expression de la micro-échelle soit permise par la macro-échelle. Ainsi, et indépendamment de l’intensité de pression en altitude, la présence d’un anticyclone provoquerait en quelque sorte un fonctionnement en autarcie de la basse troposphère, où l’accumulation de polluants au fil des jours prévaudrait.

La modélisation déterministe du temps dans le sud des Alpes-Maritimes à l’aide du modèle RAMS procure une meilleure compréhension de la variabilité temporelle des concentrations d’ozone mesurées au cours des campagnes de terrain d’avril à septembre 2007. Moins le volume d’air, dans lequel les polluants atmosphériques s’accumuleraient selon un schéma de recirculation de la même masse d’air, et moins l’intensité de brassage des molécules d’ozone seraient importants, et plus les niveaux de pollution photochimiques augmenteraient sur Nice et ses environs. Outre les disparités temporelles l’ozone varie parfois fortement dans l’espace ; est-ce que les simulations numériques du temps proposent des hypothèses pour expliquer cette variabilité ?

VII.2 – IMPACT DES CONDITIONS METEOROLOGIQUES LOCALES SUR LA VARIABILITE SPATIALE DE L’OZONE.

L’ozone est influencé par le comportement des variables climatiques au fil des jours ; les disparités temporelles enregistrées ont été expliquées en partie par les différents aspects des conditions météorologiques quotidiennes. Au chapitre précédent le comportement moyen de l’ozone sur le parcours d’étude mettait en valeur une certaine variabilité spatiale induite par une multitude de facteurs. Certains d’origine anthropiques, tels que les émissions de polluants primaires par le trafic routier, étaient aisément repérable spatialement ; mais l’impact des variations spatiales des variables météorologiques sur les écarts d’ozone entre tel et tel espace n’a pas été quantifié par manque d’informations. Le recours à la modélisation déterministe à fine échelle pourrait permettre d’interpréter la variabilité spatiale des configurations moyenne et atypique de l’ozone.

VII.2.1 – Relations spatiales entre les variables météorologiques et l’ozone.

Les liens éventuels entre les concentrations d’ozone, mesurées d’avril à septembre 2007 dans la commune de Nice et ses alentours, et les conditions locales du temps, simulées par le modèle RAMS, sont évalués en déterminant des coefficients de corrélation. Pour rappel la résolution spatiale des sorties numériques est de 500 m ; de plus un M.N.T. de 20 m de résolution est incorporé aux traitements exécutés sous S.I.G. pour les 63 jours disponibles. Ce M.N.T. ne couvre pas l’ensemble du domaine de simulation de RAMS mais uniquement les environs immédiats de l’itinéraire de mesures (fig. 7.19). Ce petit domaine est alors composé

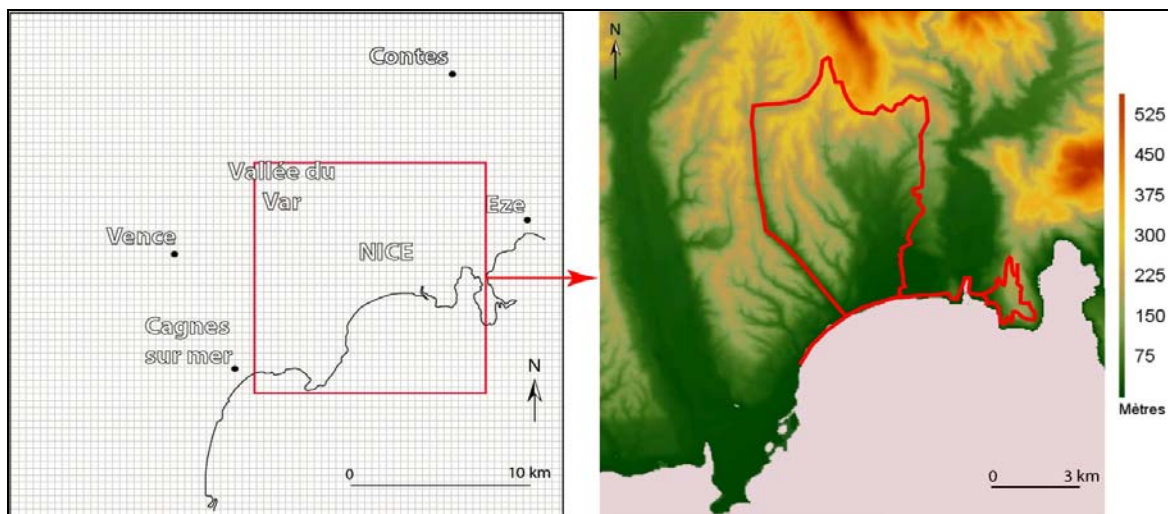


Figure 7.19 Grille en sortie de RAMS (à gauche) et M.N.T. centré sur l’itinéraire de mesures (à droite) de 500 m et de 20 m de résolutions respectives.

de 25 points horizontaux sur 25 points verticaux de simulation. Le calcul des corrélations entre les variables météorologiques et l’altitude ne concerne donc que ces 625 points ; en outre les relations entre les concentrations d’ozone et les sorties numériques du temps reposent sur les points d’intersection entre le parcours de mesures et la grille du modèle (environ 80 points). Enfin la caractérisation de l’intensité des relations entre la variabilité spatiale des différentes variables n’est établie que pour 15h TU. En effet l’aspect spatial étant privilégié il importe de ne pas intégrer une quelconque évolution temporelle.

Afin de visionner l’ensemble des résultats, le pourcentage de nombre de jours par classe de coefficients de corrélation et par variable météorologique ou topographique est illustré par la figure 7.20. La grande majorité des liens n’atteignent pas de fortes intensités puisque seul un faible pourcentage de cas présente des coefficients de corrélation supérieurs à 0,4 en valeur absolue. En règle générale aucune de ces variables ne permet donc d’expliquer les disparités spatiales de l’ozone. Second fait remarquable, chaque variable peut entretenir des corrélations négatives ou positives avec la variabilité spatiale du polluant. Globalement l’humidité relative et la vitesse du vent entretiennent plutôt une relation négative avec l’ozone dans l’espace ; à l’inverse l’énergie cinétique turbulente, tout comme l’altitude, sont plus caractérisées par des corrélations positives avec l’ozone, même si une grande partie de celles-ci sont inférieures à 0,2. La hauteur de la couche limite atmosphérique connaît une répartition équilibrée des coefficients de corrélation définissant l’intensité des liens entre sa variabilité spatiale et celle de l’ozone. Enfin l’ozone est corrélé en majorité positivement avec l’altitude.

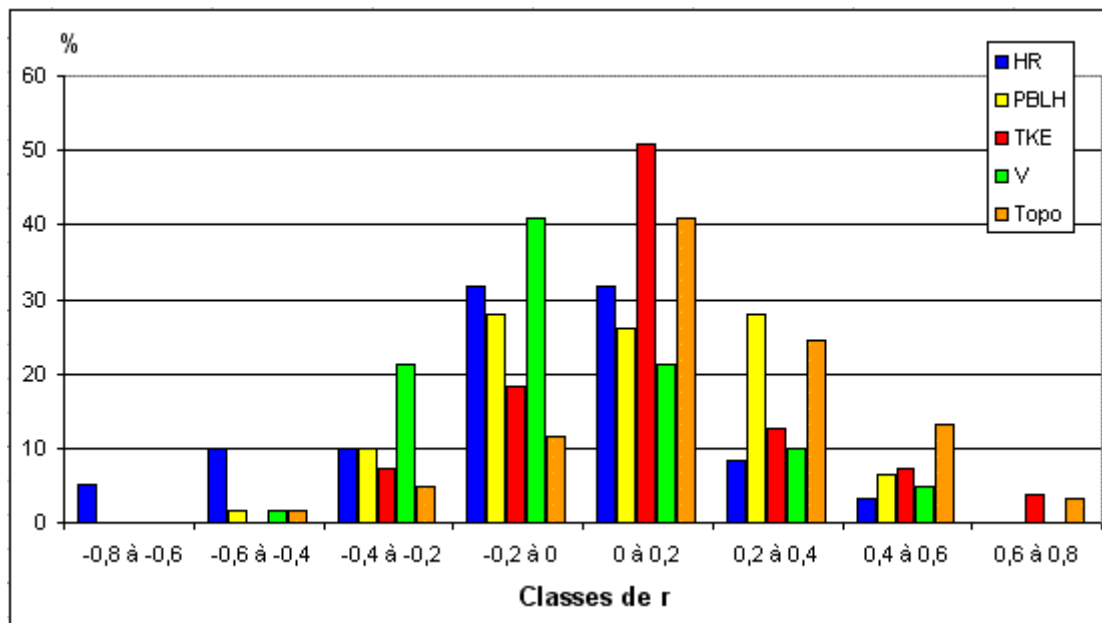


Figure 7.20 Fréquence en pourcentage du nombre de jours par classe de coefficients de corrélation (r) quantifiant les relations entre la variabilité spatiale de l’ozone et la variabilité spatiale de cinq variables potentiellement explicatives (humidité relative HR, hauteur de la couche limite PBLH, énergie cinétique turbulente TKE, vitesse du vent V et altitude de la topographie Topo).

La comparaison des coefficients de corrélation « spatiaux » et « temporels » (cf. tab. 7.1) met parfois en évidence une inversion du sens de la relation entre les variables climatiques et l’ozone. En effet l’énergie cinétique turbulente et l’ozone sont marqués par des coefficients négatifs sur le plan temporel mais parfois positifs sur le plan spatial. Cette remarque s’applique aussi ponctuellement pour la relation entre l’ozone et la hauteur de la couche limite ou la vitesse du vent. L’humidité relative, à l’opposé, était caractérisée par une relation positive dans le temps avec l’ozone, tandis que spatialement ces deux variables évoluent quelquefois en sens inverse. Ce constat surprenant pose la question de la signification des

coefficients de corrélation « spatiaux » ; représentent-ils des relations causales entre la variabilité spatiale des conditions météorologiques et l’ozone, ou ne sont-ils que l’expression de covariations spatiales entre ces variables ? Avant même de détailler les cas proposant des coefficients de corrélation élevés, l’étude des comportements spatiaux moyens pourraient apporter des pistes de réponses.

VII.2.2 – Variabilités spatiales moyennes des conditions météorologiques locales et de l’ozone.

Les comportements moyens de la vitesse du vent, de l’humidité relative, de l’énergie cinétique turbulente et de la hauteur de la couche limite atmosphérique sont comparés à la configuration moyenne de l’ozone définie au chapitre précédent (cf. VI.2.2.1). Un zoom est effectué sur la portion du domaine concerné par les mesures itinérantes pour mieux apprécier la comparaison (fig. 7.21). Volontairement les échelles de couleurs n’ont pas été modifiées afin

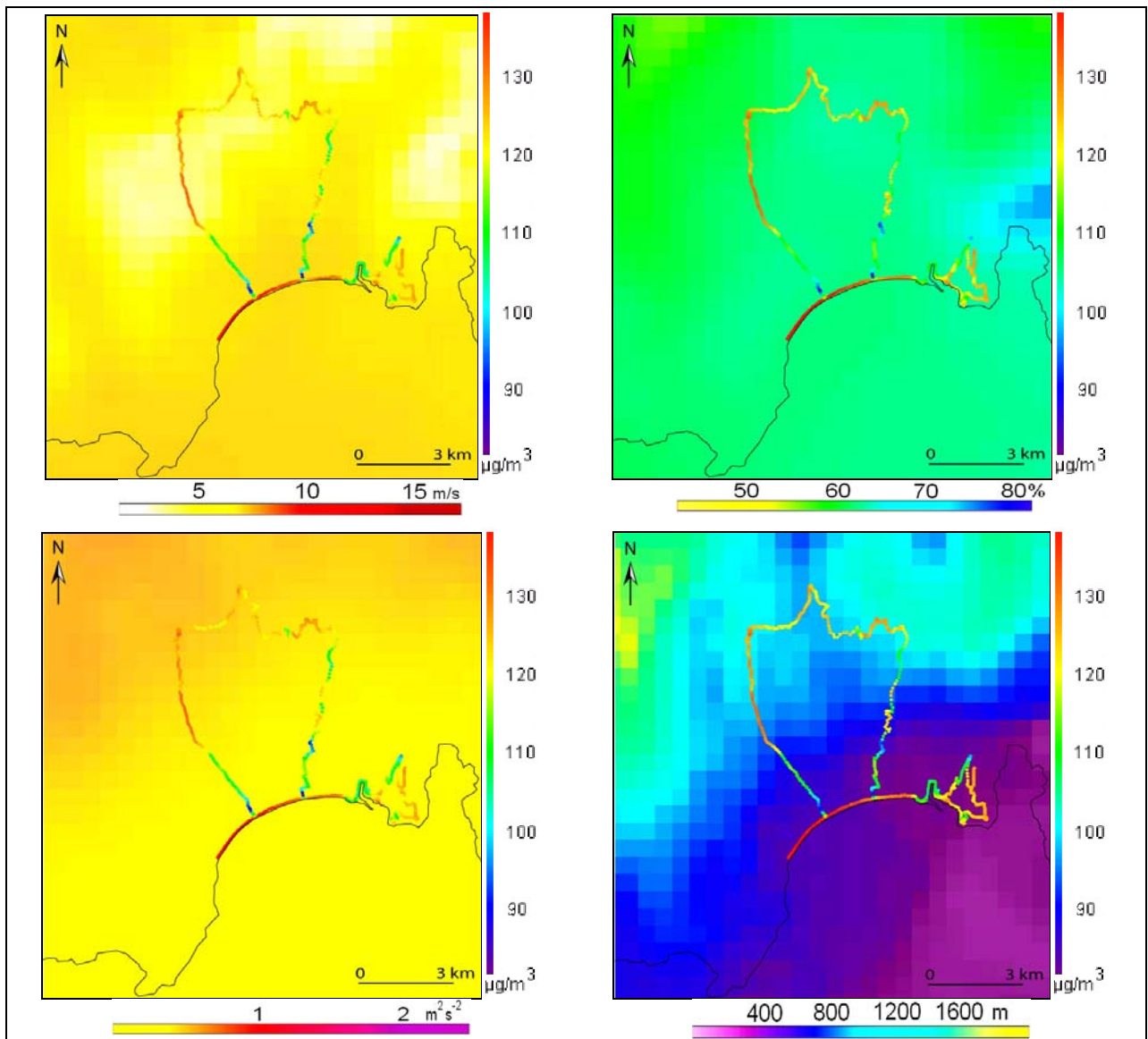


Figure 7.21 Aspects moyens de la vitesse du vent, de l’humidité relative, de l’énergie cinétique turbulente et de la hauteur de la couche limite atmosphérique à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS, et configuration moyenne de l’ozone, durant 63 jours d’avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.

de ne pas exagérer les disparités spatiales moyennes constatées. En effet l’aspect moyen de l’humidité relative est compris entre 60 et 70 % à proximité immédiate des mesures d’ozone ; ces faibles écarts ne méritent pas une nouvelle échelle de couleurs. De plus il serait présomptueux de penser que cette petite variabilité spatiale pourrait influencer celle du polluant. Les vitesses de vent sont plus faibles sur les collines périurbaines de Nice que sur le littoral. L’énergie cinétique turbulente est au contraire plus élevée dans l’intérieur. Les hauteurs de couche limite proposent un comportement moyen marqué par de fortes disparités spatiales entre le sud et le nord du parcours de mesures : la faible épaisseur de cette couche sur la mer et le littoral contraste avec des valeurs doubles ou triples sur les collines au nord de Nice. Est-ce que les écarts d’ozone constatés entre la promenade des anglais et les espaces intérieurs auraient un lien avec l’aspect moyen de cette variable météorologique ?

Pour quantifier la comparaison des configurations moyennes du temps et de l’ozone, un nouveau calcul de coefficients de corrélation est effectué ; les altitudes de surface du sol sont également introduites dans cette procédure (tab. 7.7). Trois des quatre variables météorologiques sont très fortement corrélées aux altitudes. Plus les altitudes augmentent et plus l’énergie cinétique turbulente et les hauteurs de couche limite sont élevées, et moins la vitesse du vent est importante. Ces trois variables entretiennent aussi de fortes interrelations. L’humidité relative n’est que faiblement liée aux altitudes ainsi qu’aux autres variables météorologiques. L’intensité des liens entre l’ozone et les autres paramètres est faible puisqu’aucune corrélation n’est supérieure à 0,3 en valeur absolue. Le signe des coefficients et même surprenant parfois : plus les hauteurs de couche limite seraient importantes et plus les concentrations d’ozone seraient élevées à en croire le coefficient de corrélation de 0,25, très faible mais positif. Néanmoins, pour ces calculs l’intégralité des 765 points de mesures de l’ozone ont été intégrés ; or certaines zones du parcours sont plus fortement influencées par les émissions du trafic routier que par les conditions météorologiques. Ainsi une nouvelle procédure de calcul est nécessaire afin de ne pas incorporer de biais dans l’évaluation de l’intensité des relations entre l’ozone et les conditions locales du temps.

Tableau 7.7 Corrélations spatiales entre l’aspect moyen des variables météorologiques, l’altitude et les concentrations d’ozone moyennes enregistrées dans la commune de Nice et ses environs établies sur 63 jours d’avril à septembre 2007.

	TKE	V	PBLH	HR	Altitudes	O3
TKE	1,00	-0,88	0,85	-0,40	0,92	0,26
V	-0,88	1,00	-0,83	0,14	-0,88	-0,30
PBLH	0,85	-0,83	1,00	-0,28	0,83	0,25
HR	-0,40	0,14	-0,28	1,00	-0,39	-0,24
Altitudes	0,92	-0,88	0,83	-0,39	1,00	0,27
O3	0,26	-0,30	0,25	-0,24	0,27	1,00

Seuls les points appartenant à la promenade des anglais, au vallon de la Madeleine, à Saint-Pancrace, au canal de Gairaut et au mont Boron (cf. fig. 6.15) sont maintenant croisés avec les simulations météorologiques. Les 765 points initiaux laissent leurs places aux 309 points des lieux précités. Pour rappel ces espaces, qui enregistrent les niveaux d’ozone les plus élevés de l’itinéraire de mesures, ne sont que très peu affectés par les polluants primaires émis par le trafic routier. Les valeurs des coefficients de corrélation sont alors très différentes (tab. 7.8). L’ozone est corrélé négativement avec l’énergie cinétique turbulente, les hauteurs de couche limite, l’humidité relative et les altitudes ; l’intensité de ces corrélations est comprise entre -0,3 et -0,4. Mais la variabilité spatiale de l’ozone est corrélée positivement avec les vitesses de vent ; un coefficient de 0,48 caractérise l’intensité de la relation ; autrement dit plus la vitesse du vent augmente et plus les concentrations d’ozone seraient fortes. Le sens de cette relation est inhabituel d’un point de vue temporel ; mais dans l’espace

cela pourrait signifier que l’hypothèse développée à l’issue des mesures d’ozone à méso-échelle (cf. conclusion V.4.2) ne serait pas dénuée de sens. Celle-ci insinuait que pour une part de destruction d’ozone par dépôt sec constante, moins les vitesses de vent des brises thermiques seraient élevées et moins l’apport d’ozone « nouveau » permettrait de combler le déficit engendré par le dépôt sec. Ainsi lorsque les brises seraient trop faibles, l’érosion des concentrations d’ozone ne serait pas compensée et les valeurs chuteraient. Cette hypothèse pourrait expliquer les écarts d’ozone constatés en moyenne entre le littoral et l’intérieur. De plus les valeurs d’énergie cinétique turbulente et de hauteur de couche limite plus élevées dans l’intérieur favoriseraient une dilution verticale des concentrations d’ozone et provoqueraient donc mécaniquement des niveaux plus faibles que sur le littoral.

Tableau 7.8 Corrélations spatiales entre l’aspect moyen des variables météorologiques, l’altitude et les concentrations d’ozone moyennes enregistrées dans les espaces littoraux et intérieurs du parcours de mesures sur 63 jours d’avril à septembre 2007.

	TKE	V	PBLH	HR	Altitudes
O3	-0,39	0,48	-0,30	-0,39	-0,37

La répartition moyenne de l’ozone dans l’espace étudié dépend donc en partie de la variabilité spatiale moyenne de la vitesse du vent, de l’énergie cinétique turbulente et de la hauteur de la couche limite. Bien que redondantes entre elles, ces variables paraissent toutes agir sur la diffusion horizontale et verticale de l’ozone. Est-ce que la configuration spatiale particulière de ce polluant caractérisée par une bien plus forte pollution intérieure est également explicable par les simulations numériques du temps ?

VII.2.3 – Conditions météorologiques lors des oppositions littoral/intérieur.

Ce comportement spatial atypique de l’ozone avait été mis en valeur par le deuxième axe factoriel de l’ACP menée sur la matrice réunissant l’intégralité des mesures terrain de 2007 sur Nice (cf. VI.3.2). Si dix-neuf journées entretenaient un coefficient de corrélation supérieur à 0,3 en valeur absolue avec cette composante principale, seule une poignée de cas s’identifiaient fortement à cette configuration spatiale. Il s’agit du 20 mai et du 30 juillet, journées au cours desquelles l’ozone a bien plus concerné l’intérieur que le littoral ; à l’opposé, durant le 23 mai, le 16 juin et le 26 août le bord de mer a connu des niveaux d’ozone nettement supérieurs aux valeurs atteintes plus au nord (cf. fig. 6.21, 6.26 et annexe VI.f).

Aucune des journées proposant la même disposition spatiale des concentrations d’ozone n’appartient au même type de temps défini précédemment. Seuls le 30 juillet et le 16 juin intègrent la même classe K6, mais sont caractérisés par une variabilité spatiale de l’ozone opposée ; formes et processus ne sont donc pas liés dans ce cas. Les corrélations spatiales entre l’ozone et les variables météorologiques sont assez élevées (tab. 7.9). Elles ont été déterminées pour les espaces les moins influencés par les émissions de polluants primaires. Pour le 26 août les points de mesures situés au mont Boron ont été supprimés en raison de la forte dépendance des valeurs à la pollution primaire libérée par les bateaux (cf. V.2.2.2).

Tableau 7.9 Corrélations spatiales entre la répartition des concentrations d’ozone, la variabilité des conditions météorologiques et l’altitude au cours de cinq journées d’avril à septembre 2007 dans les espaces littoraux et intérieurs.

	TKE	V	PBLH	HR	Altitudes
O3 20 mai	0,59	0,4	0,51	-0,8	0,82
O3 30 juillet	0,7	-0,1	0,23	0,32	0,7
O3 16 juin	-0,61	0,68	-0,3	0,66	-0,7
O3 23 mai	-0,57	-0,17	-0,78	-0,65	-0,65
O3 26 août	-0,49	0,53	0,4	-0,86	-0,7

L’intensité des relations entre l’ozone et l’altitude discrétise les deux groupes de jours puisque le contraste littoral/intérieur de la pollution se superpose à l’opposition entre le bord de mer et les collines périurbaines. L’énergie cinétique turbulente, fortement corrélée positivement aux altitudes, permet également d’identifier les deux ensembles de journées. Au contraire les trois autres variables ne permettent pas de distinguer les deux groupes puisqu’elles entretiennent des corrélations positives ou négatives, sans logique apparente, avec l’ozone. Si l’occurrence de niveaux d’ozone plus élevés sur le littoral que dans l’intérieur ne constitue pas un cas particulier, se rapprochant de la configuration moyenne, la présence de plus fortes concentrations sur les collines, le 20 mai et le 30 juillet, interroge.

La comparaison des cartographies des quatre variables météorologiques sur les deux jours permet de rappeler que ces deux cas n’appartiennent pas au même type de temps : le 20 mai (intégré à L1) est caractérisé par des conditions propices à de fortes concentrations d’ozone tandis que le 30 juillet (K6) connaît un temps plus favorable à une meilleur qualité de l’air (fig. 7.22). Les niveaux d’ozone sont d’ailleurs distincts entre ces deux jours même si leur variabilité spatiale est proche. Les valeurs d’humidité relative affectant le 20 mai et le 30 juillet sont assez proches, avec une masse d’air relativement sèche (30 à 40%). La stratification verticale des basses couches de la troposphère, évoquée comme hypothèse, semble possible voir probable au cours du 20 mai, mais les hauteurs de couche limite du 30 juillet rendent cette piste explicative inconcevable. Il semblerait donc que ces configurations spatiales, semblables en apparence, ne soient pas la conséquence de mécanismes comparables. En effet le 30 juillet fait suite à une journée plus polluée (annexe VII.c) et les concentrations d’ozone observées dans le nord du parcours ne sont peut-être que des traces de la veille ; par contre le 20 mai 2007 s’apparente plus au cas du 3 mai 2008 (cf. V.4.2.2) où une stratification verticale de l’ozone avait été observée par un temps identique.

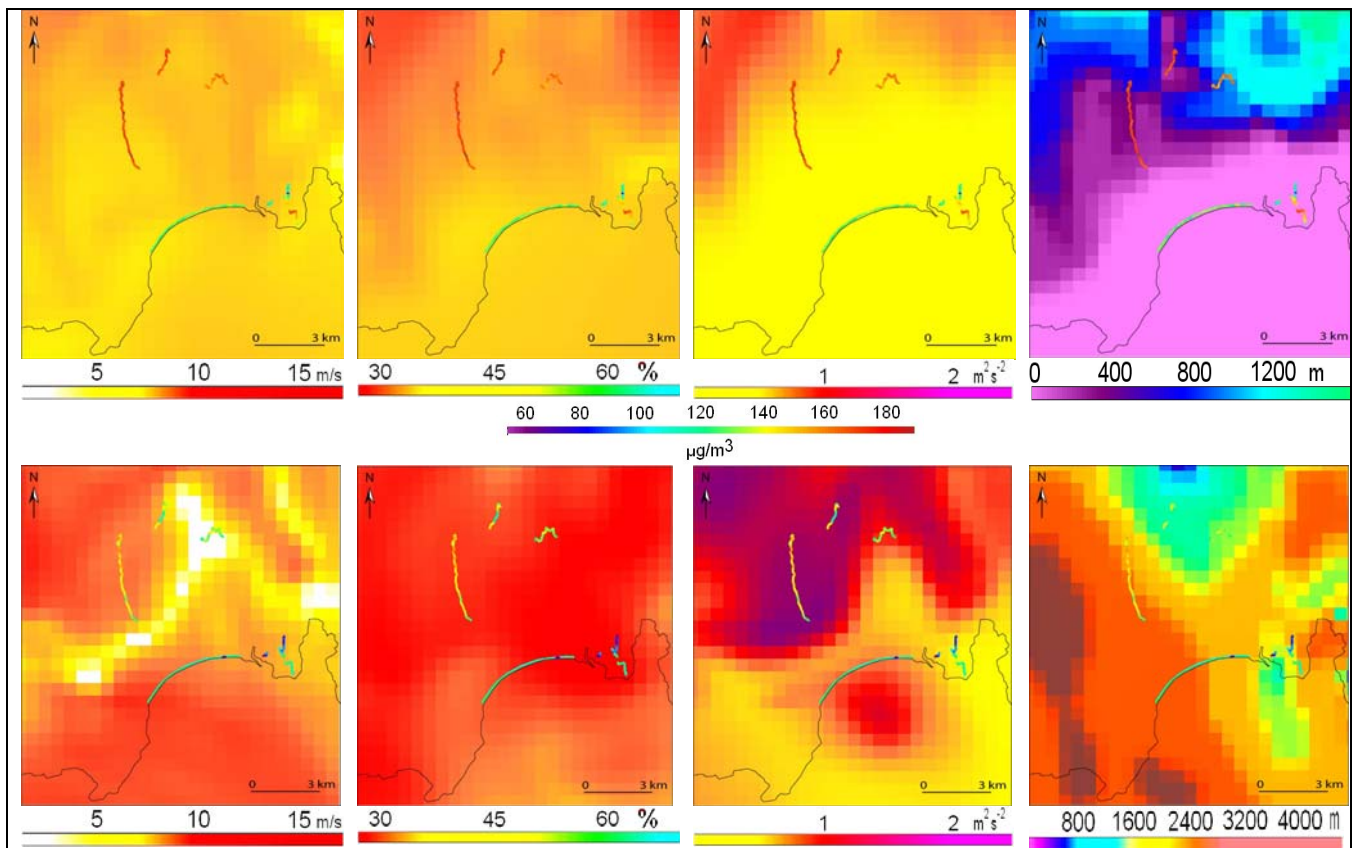


Figure 7.22 Configurations spatiales de la vitesse du vent, de l’humidité relative, de l’énergie cinétique turbulente et de la hauteur de la couche limite à 15h TU (de gauche à droite) et de l’ozone le 20 mai 2007 (en haut) et le 30 juillet 2007 (en bas).

En croisant les deux types d’informations disponibles, les configurations spatiales moyenne et atypique de l’ozone ont été en partie expliquées. Il semble donc que la vitesse du vent, l’énergie cinétique turbulente et la hauteur de la couche limite induisent en moyenne des écarts entre la quantité d’ozone affectant le littoral et celle enregistrée dans l’intérieur du parcours de mesures sur Nice et ses environs. Cependant cet aspect moyen peut être parfois évincé en raison d’une éventuelle stratification de la masse d’air composée de couches « propres » ou « sales » ; en fonction de l’altitude, l’exposition à une de ces différentes couches conditionnerait alors les niveaux d’ozone observés. Néanmoins l’ensemble des travaux exposés ci-dessus ne reposent que sur une modélisation déterministe des conditions locales du temps ; il convient donc d’adopter une certaine prudence sur la quantification des phénomènes et des relations entre ces phénomènes. A cet égard des simulations numériques des concentrations d’ozone sont menées depuis plusieurs années dans la région PACA. Leur croisement avec les données mesurées à l’aide des analyseurs d’ozone portables dans les Alpes-Maritimes permettrait d’évaluer la précision de ces simulations.

VII.3 – PRECISION DES MODELISATIONS DETERMINISTES DE L’OZONE DANS LES ALPES-MARITIMES.

Outre la surveillance quotidienne de la pollution atmosphérique grâce à de très nombreux réseaux de mesures en France et en Europe, les concentrations d’ozone font l’objet depuis plusieurs années de prévisions numériques. Les modèles de prévisions employés intègrent au mieux, sous forme d’équations, l’ensemble des phénomènes jouant un rôle dans les processus de formation, de transport et de destruction de l’ozone au sein de l’atmosphère. Cette démarche est plus profitable que la prévision statistique ponctuelle (station par station) puisqu’elle permet d’obtenir une information continue aux échelles globale, continentale ou régionale (macro et méso échelles). Certes la géostatistique peut également fournir une cartographie du phénomène mais elle requiert un réseau de mesure très dense afin d’appréhender au mieux variabilité spatiale de l’ozone. Or les contraintes économiques et techniques ne permettent que très rarement de développer un tel réseau ; les Alpes-Maritimes par exemple ne disposent que de neuf analyseurs d’ozone au sein d’un territoire très varié. Si le modèle déterministe PREV’AIR pêche à l’échelle locale, la plateforme AIRES développée depuis 2003 a pour objectif de mieux prendre en considération les particularités locales de la région PACA afin de proposer des prévisions d’ozone à une meilleure résolution spatiale. Ces simulations seront comparées aux mesures d’ozone effectuées entre 2006 et 2008 dans les Alpes-Maritimes.

VII.3.1 – Les outils de prévisions d’ozone en Europe, en France et en PACA.

VII.3.1.1 – Le système PREV’AIR.

Ce système a été développé en 2003 à la demande du Ministère de l’Ecologie et du Développement Durable pour proposer au public des cartographies de la pollution atmosphérique (ozone et dioxyde d’azote à l’origine, particules aujourd’hui) sur la France et l’Europe mais également sur l’ensemble du globe (www.prevoir.org). Divers acteurs contribuent au fonctionnement de ce modèle : l’INERIS (Institut National de l’Environnement et des RISques), l’Institut Pierre-Simon Laplace (IPSL), Météo-France et l’ADEME (Agence de l’Environnement et de la Maîtrise de l’Energie). De multiples composantes sont intégrées dans PREV’AIR afin de reproduire le plus fidèlement possible les mécanismes naturels et de prendre en compte les facteurs anthropiques responsables des concentrations de polluants

mesurées dans les basses couches de l'atmosphère. Des cadastres d'émissions et des prévisions météorologiques (ARPEGE) alimentent le système. Les modèles de chimie-transport MOCAGE et CHIMERE sont ensuite chargés d'établir la prévision des concentrations des divers polluants. Ces simulations sont établies pour trois domaines, le globe, l'Europe et la France. Les modélisations effectuées sur ce pays ont une résolution spatiale de $0,15^\circ \times 0,1^\circ$. Elles serviront de conditions aux limites dans la plateforme AIRES.

VII.3.1.2 – La plateforme AIRES.

Dès 2000 une coordination régionale voit le jour entre l'ADEME, la DRIRE PACA et les trois réseaux de surveillance de la qualité de l'air de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur de l'époque (Qualitair, Airfobep et Airmaraix ; Air Languedoc-Roussillon rejoindra ce groupe en 2007). Une des missions régionales, pilotée par Airmaraix (devenue depuis Atmo PACA), est dédiée aux "émissions et modélisation des polluants". Cette mission régionale consistait essentiellement à ses débuts (2001-2003) en un suivi et une valorisation à vocation opérationnelle du programme scientifique ESCOMPTE (Expérience sur Site pour CONtraindre les Modèles de Pollution atmosphérique et de Transport d'Emissions). A partir de 2003 cette coopération régionale prend le nom d'Air Alpes Méditerranée, se dote d'une charte de mutualisation des moyens et avec l'aide du Contrat de Plan Etat-Région développe la plateforme de modélisation régionale AIRES. Ses objectifs sont d'établir des cadastres d'émissions à fine résolution spatiale et de prévoir les concentrations des polluants atmosphériques pour le jour J, J+1 et J+2. La plateforme AIRES est imbriquée dans le système PREV'AIR et permet d'affiner les simulations à méso-échelle (figure 7.23).

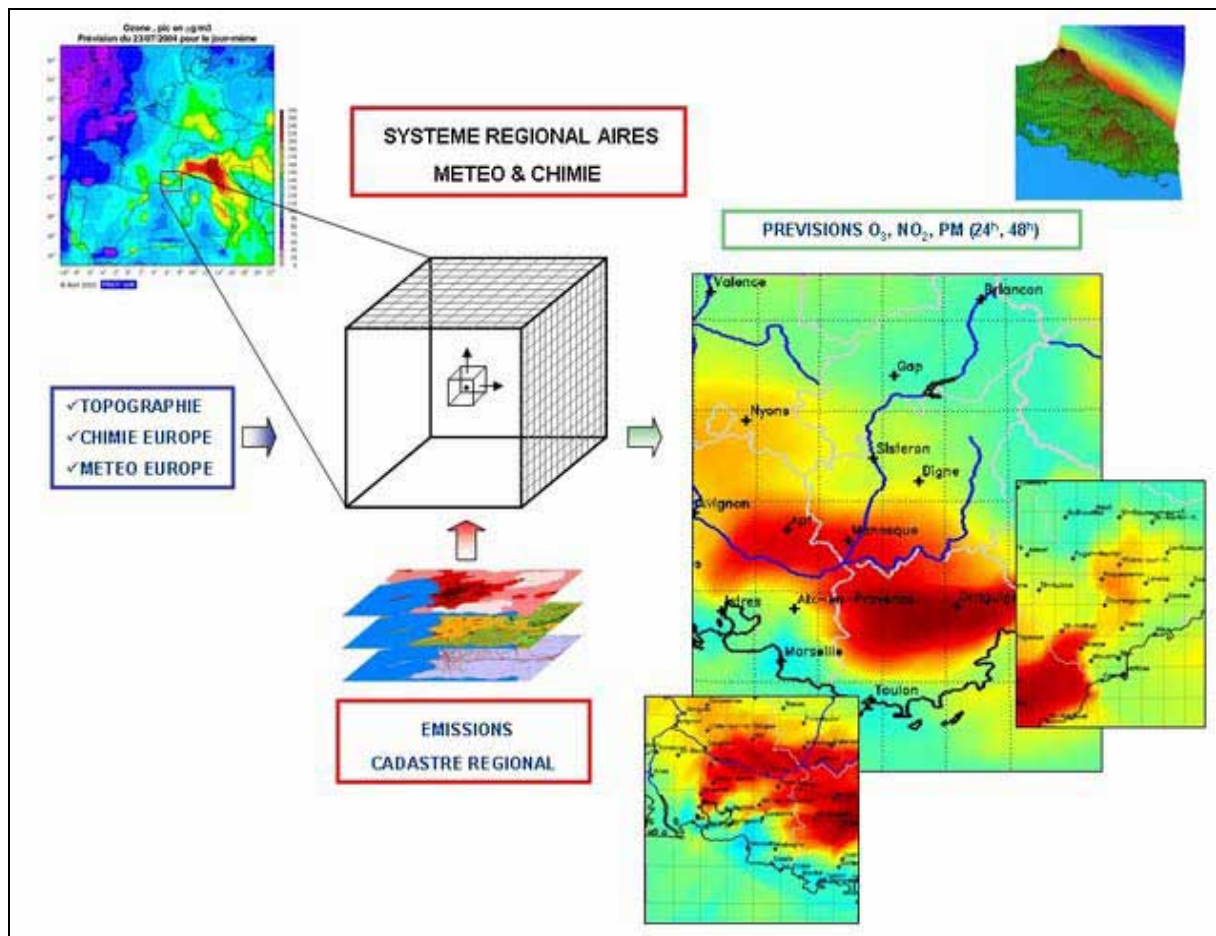


Figure 7.23 Schéma descriptif du système AIRES (source : www.aires-mediterranee.org).

Son fonctionnement suit la même logique que celui du système PREV’AIR ; des données d’entrées nourrissent un modèle de chimie-transport qui fournit en sortie une information spatiale sur l’ozone, le dioxyde d’azote ou les particules fines :

- Les données d’entrée sont composées d’un cadastre d’émissions à une résolution kilométrique (référence 1999). D’une part ce cadastre est évolutif tout au long de l’année afin de prendre en compte notamment les composés organiques volatils d’origine biogénique dont les émissions sont fonction des rythmes végétaux ; d’autre part le cadastre est également fonction du jour de la semaine dont l’impact sur les rejets de polluants par le trafic routier et par les industries fluctue fortement entre le weekend et le reste de la semaine (cf. II.5.2). Les conditions de pollution atmosphérique aux limites sont apportées par les simulations à l’échelle de la France du système PREV’AIR. La topographie est décrite par un M.N.T. à 50 m de résolution spatiale et l’occupation du sol est fournie par Corin Landcover à 100 m. Enfin les prévisions météorologiques sont assurées par le modèle MM5 (comparable à RAMS) lui-même alimenté par les prévisions du NCEP. Les sorties numériques de MM5 ont une résolution spatiale de 3 km (contraintes physiques du modèle). La topographie initiale a donc été dégradée ; par conséquent les calculs suivants utiliseront cette résolution, impliquant également une dégradation de la finesse du cadastre d’émissions.

- Le modèle de chimie-transport CHIMERE, après collecte des données d’entrée, simule les concentrations de polluants pour le jour même, le lendemain et le surlendemain à 3 km de résolution spatiale. Une modélisation des niveaux de pollution de la veille est également effectuée : les prévisions du NCEP sont alors remplacées par les analyses du NCEP en entrée de MM5. Le développement, la validation et la mise à jour du modèle CHIMERE est assurée par le Laboratoire de Météorologie Dynamique de l’IPSL.

Trois domaines étaient imbriqués à l’origine pour les simulations (fig. 7.24). Depuis l’intégration de la région Languedoc-Roussillon, le plus grand domaine s’est élargi et un troisième zoom a vu le jour. Ces sous domaines permettent d’améliorer la finesse des sorties numériques à 3 kilomètres de résolution spatiale.

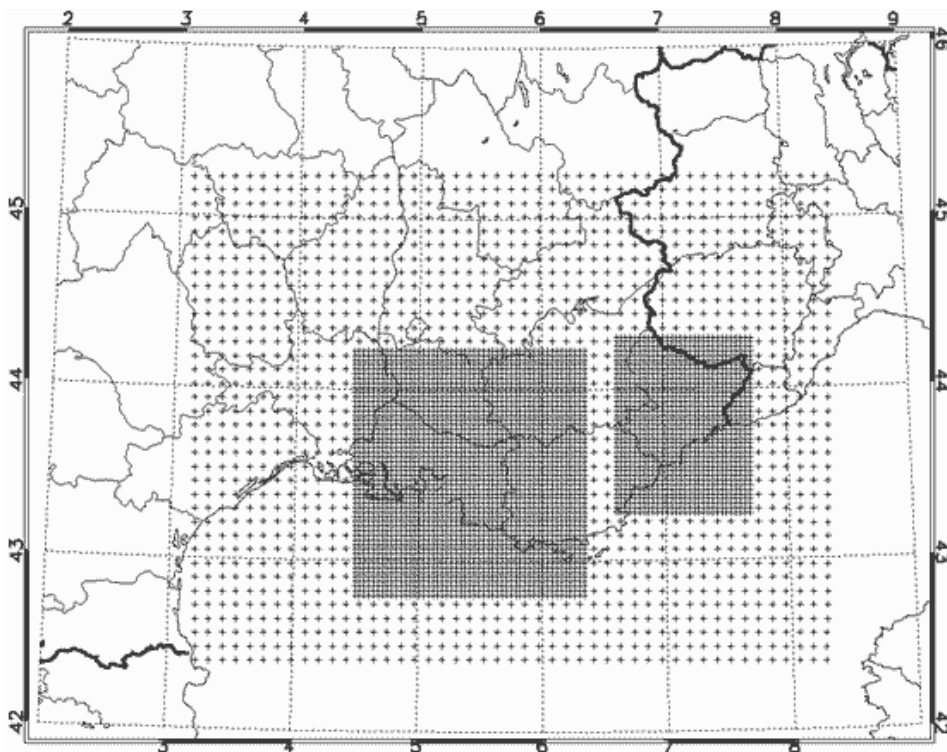


Figure 7.24 Les 3 domaines imbriqués de modélisation de l’ozone en PACA (source : www.aire-mediterranee.org).

Il n’est pas aisé en raison du faible nombre de points de mesures fixes de l’ozone d’apprécier la qualité des modélisations de ce polluant dans le département. L’expérience ESCOMPTE a permis de mieux comprendre les mouvements des masses d’air dans la basse troposphère dans l’ouest de la région PACA, et a ainsi permis de mieux « caler » la plateforme AIRES pour les simulations dans les Bouches du Rhône. Par contre les Alpes-Maritimes n’ont jamais bénéficié d’études aérologiques de grande ampleur alors que la topographie très accidentée induit probablement un schéma de circulation de l’air particulièrement complexe. Il se pourrait donc que les concentrations d’ozone obtenues en sortie d’AIRES ne soient pas le reflet de la réalité. Le croisement de ces données modélisées avec les mesures de terrain effectuées de 2006 à 2008 permettra d’évaluer la fiabilité de la plateforme dans les Alpes-Maritimes.

VII.3.2 – Validation des prévisions déterministes d’ozone sur Nice et ses alentours.

Le grand nombre de campagnes de mesures réalisées dans Nice et sa périphérie d’avril à septembre 2007 offre la possibilité d’établir une solide comparaison des concentrations d’ozone prévues avec celles mesurées. Avant de débiter les calculs il est nécessaire de choisir les points de grille de la plateforme AIRES qui seront croisés avec les points de mesures du parcours. A nouveau les dimensions temporelles et spatiales offrent deux pistes d’investigation : outre le fait de qualifier voire de quantifier la précision spatiale des prévisions jour par jour, la précision temporelle des simulations est établie pour l’ensemble des journées où les sorties de modèle et les mesures terrain sont disponibles (63 cas).

VII.3.2.1 – Sélection des nœuds de grille.

Le sous-domaine de modélisation de la plateforme AIRES centré sur les Alpes-Maritimes propose une résolution spatiale d’environ 3 km, qui constitue un haut degré de précision pour un modèle de simulation d’ozone troposphérique. Néanmoins la superposition des noeuds de grille avec l’itinéraire de mesures illustre une nécessaire contraction des données terrain afin

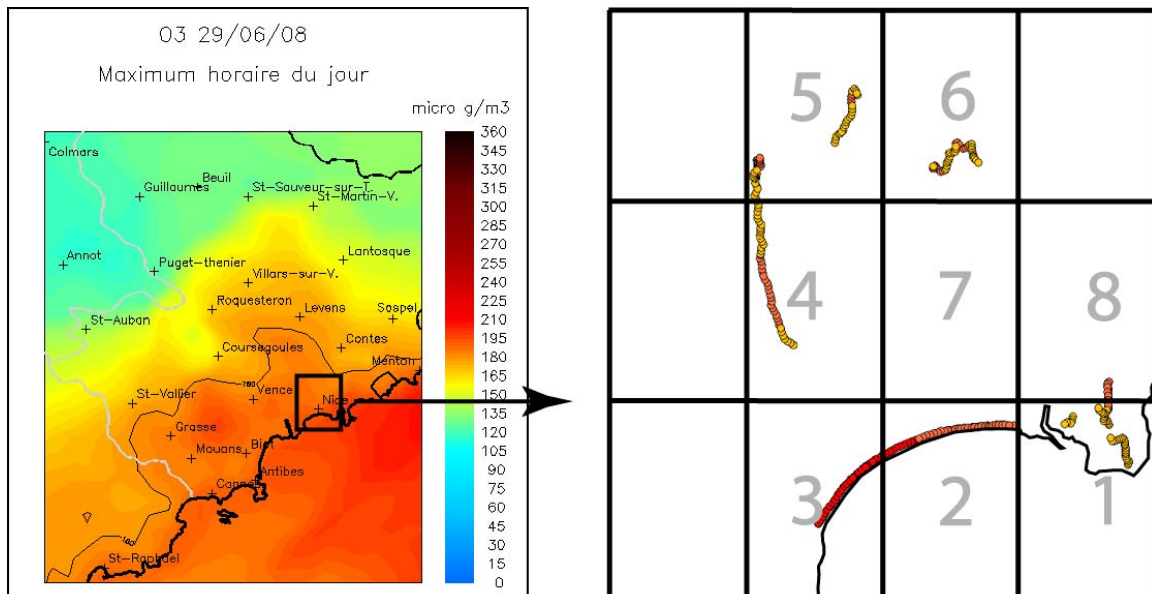


Figure 7.25 Superposition des concentrations d’ozone modélisées par maille de la plateforme AIRES avec les points de mesures d’ozone dans la commune de Nice les moins influencés par les polluants primaires ; chaque nœuds de grille recoupant le parcours de mesures est dénommé par un chiffre.

de procéder à une comparaison (fig. 7.25). Seuls les points de mesures les moins affectés par les émissions issues du trafic routier sont conservés pour établir une moyenne d’ozone par nœuds de grille. Cette sélection semble utile afin de comparer des éléments comparables ; le cadastre d’émission sur lequel le modèle de simulation s’appuie pour calculer les valeurs d’ozone est certes très fin, mais ne propose seulement qu’une information initiale sur 1 km² qui est lissée à 9 km² pour les calculs, tandis que les mesures d’ozone effectuées sur une route fréquentée dépendent étroitement d’émissions très ponctuelles de polluants primaires. Les teneurs d’ozone enregistrées seraient ainsi potentiellement bien plus faibles que les niveaux simulés ; elles sont donc éliminées pour les traitements. Les huit mailles concernées sont affectées d’un chiffre attribué selon le sens de déroulement des mesures itinérantes.

VII.3.2.2 – Degré de précision de la plateforme AIREs.

Chaque jour la plateforme prévoit les concentrations d’ozone pour le jour même (J), le lendemain (J+1) et le surlendemain (J+2) ; de plus la pollution de la veille est à nouveau modélisée à partir de données météorologiques analysées (J-1). Quatre séries d’ozone sont donc croisées aux données relevées sur le terrain (tab. 7.10). Les plus fortes relations sont observées pour J et J+1 quelle que soit la maille concernée. Les meilleures performances du modèle pour les prévisions du lendemain ne trouvent pas d’explications. Néanmoins ces coefficients de corrélation ne signifient pas que les valeurs absolues prévues concordent avec les teneurs mesurées, mais ils traduisent simplement des covariations temporelles relativement élevées. Les prévisions à deux jours sont plus inexactes, et étonnamment, les modélisations des niveaux d’ozone de la veille sont moins précises que celles du jour J.

Tableau 7.10 Coefficients de corrélation entre les concentrations d’ozone simulées par la plateforme AIREs et les concentrations d’ozone mesurées dans Nice et sa périphérie au cours de 63 jours d’avril à septembre 2007 et par nœud de grille.

n° nœud	J - 1	J	J + 1	J + 2
1	0,48	0,48	0,56	0,49
2	0,50	0,55	0,61	0,51
3	0,56	0,62	0,66	0,55
4	0,55	0,55	0,59	0,51
5	0,54	0,54	0,57	0,51
6	0,52	0,55	0,55	0,51
8	0,58	0,61	0,63	0,53

L’intensité des relations entre l’ozone simulé et l’ozone mesuré fluctue sensiblement en fonction du nœud de grille considéré. Le nœud 1 est affecté des plus faibles coefficients. L’explication la plus probable pourrait provenir de la localisation de cette maille qui recouvre en partie une portion de terre ; la valeur d’ozone est calculée pour son centre qui se situe en mer. Or la chimie de l’ozone étant différente en fonction des propriétés de surface, notamment au travers des impacts sur la destruction thermodynamique par dépôt, des divergences significatives pourraient se produire entre les valeurs simulées pour ce nœud 1 et les mesures enregistrées sur terre. Les nœuds 2, 3 et 8 bénéficient au contraire de bien meilleurs coefficients de corrélation. Pour les deux premiers il semblerait que la grande promiscuité des centres des mailles avec les mesures terrain, soit responsable des assez bonnes relations dans des espaces où très peu de facteurs perturbent la nature des masses d’air advectées par la brise marine. La maille 8 n’est superposée qu’avec quelques points de mesures localisés au sommet du mont Boron. Cette fois le centre de la maille implanté sur une surface terrestre permet une meilleure adéquation entre les modélisations et les mesures. Enfin les trois autres nœuds, situés sur les collines périphériques à l’ouest et au nord de Nice, proposent des coefficients de

corrélation légèrement plus élevés que pour le nœud 1. Il est possible que les mesures réalisées sur routes soient affectées par des polluants primaires émis lors du passage ponctuel d’un véhicule à moteur, et ceci de manière aléatoire dans le temps.

Par ailleurs l’étude comparative des valeurs absolues des concentrations d’ozone prévues et enregistrées sur le terrain permet cette fois d’apprécier les écarts à la réalité (fig. 7.26). Ces résidus indiquent pour chaque nœud une surestimation des simulations d’ozone par rapport aux teneurs mesurées quelle que soit l’échéance de prévision considérée. Cependant ces écarts sont très variables selon la maille du modèle, et leurs comportements sont similaires pour les quatre journées simulées. Les nœuds 1 et 8 présentent des écarts à la réalité de l’ordre de 15 à 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les mailles 2 et 3 arborent encore des disparités importantes avec des résidus d’environ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enfin les nœuds 4, 5 et 6 disposent de simulations très proches de la réalité, avec des écarts moyens de l’ordre de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. L’ordre dans lequel ont été énoncés les résidus suit la logique de leur répartition spatiale. En effet les points de grille les plus proches du littoral, à la limite même entre la mer et la terre, sont affectés des plus forts écarts tandis que les points de grille situés sur les collines périurbaines à l’ouest et au nord de Nice proposent de faibles résidus. Les simulations des concentrations d’ozone dans les mailles recouvrant à la fois une portion terrestre et une portion maritime sont affectées d’une dilution mécanique des oxydes d’azote puisque par définition moins d’émissions ont lieu en mer. Les nœuds 1, 2 et 3 sont donc moins concernés par la titration de l’ozone. Cet artefact du modèle, induit par la résolution spatiale des simulations, provoque une surestimation des niveaux d’ozone dans les mailles littorales. Pour mesurer la pertinence globale de la plateforme AIRES il semblerait préférable de ne pas prendre en compte ces points de grille puisque les écarts à la réalité sont plus le fruit d’une imprécision spatiale locale que d’un problème de fond concernant l’intégration des processus physico-chimiques de l’ozone.

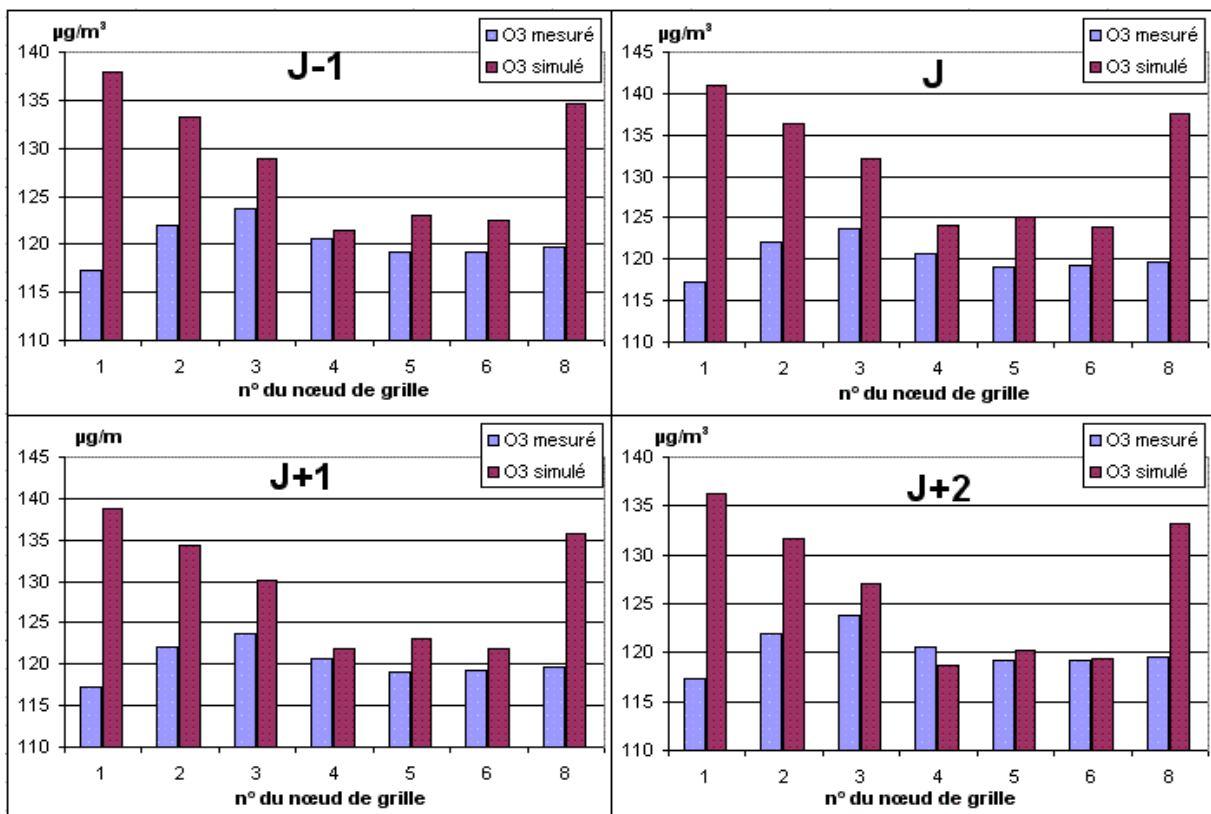


Figure 7.26 Comparaison des concentrations d’ozone moyennes simulées par la plateforme AIRES pour J-1, J, J+1 et J+2 avec les concentrations d’ozone mesurées à Nice durant 63 jours d’avril à septembre 2007 et par nœud de grille.

VII.3.2.3 – Sous-estimations et surestimations de la plateforme AIRES.

Si l'aspect moyen des écarts du modèle à la réalité attribue une performance globale satisfaisante aux simulations, certaines journées connaissent toutefois des disparités importantes entre les prévisions et les mesures. L'observation des résidus pour les nœuds de grille 4, 5 et 6 met en valeur près de 20 cas pour lesquels l'écart à la réalité dépasse $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en valeur absolue (fig. 7.27). Les résidus négatifs, c'est-à-dire ceux dénotant une sous-estimation du modèle, sont bien moins nombreux que les résidus positifs ; cette caractéristique concorde avec la légère surestimation globale du modèle identifiée au paragraphe précédent.

Ces erreurs de simulations auraient deux origines majeures probables : soit le module de chimie-transport CHIMERE restitue de manière incorrecte les processus physico-chimiques réels de l'ozone, soit la prévision météorologique faite en amont est erronée ou trop approximative. De plus le cadastre d'émission en entrée, certes très pointu, est imprégné d'une certaine incertitude tant la prise en compte de l'ensemble des sources diffuses de pollution primaire paraît complexe ; enfin les conditions de pollution aux limites du domaine simulé sont les résultats d'autres modélisations (PREV'AIR) et peuvent par conséquent être entachées d'importants écarts à la réalité. Les causes d'erreur identifiées plus bas sont toutes le fruit de prévisions météorologiques approximatives calculées par le modèle MM5 ; certains résidus difficilement interprétables verront leurs causes attribuées aux imprécisions des données d'entrée (autres que les données météorologiques) ainsi qu'aux incertitudes pesant sur la qualité des performances du module de chimie-transport à une telle échelle spatiale.

Les simulations du temps élaborées par MM5 dans les Alpes-Maritimes paraissent surestimer assez largement les températures de surface sur le continent. Cette constatation découle uniquement de l'observation de la cartographie quotidienne des modélisations de cette variable météorologique. Jouant un rôle de catalyseur dans les réactions photochimiques, la température est un facteur non négligeable dans l'absolu pour la production d'ozone. Les valeurs élevées de ce paramètre pourraient être une des causes à la légère surestimation générale des concentrations d'ozone par la plateforme AIRES. D'autres variables modélisées par MM5 telles que l'épaisseur optique (degré de transparence de l'atmosphère) ou encore la hauteur de la couche limite ne sont pas directement mesurables chaque jour, mais la couverture nuageuse permet cependant d'évaluer l'épaisseur optique.

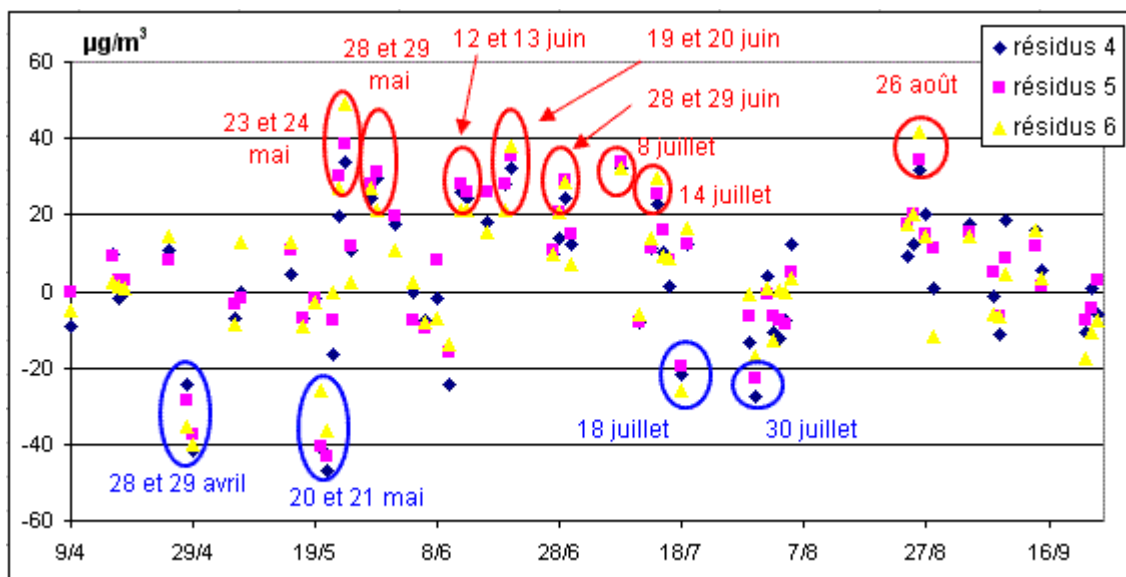


Figure 7.27 Résidus entre les concentrations d'ozone modélisées pour le jour J par la plateforme AIRES et les concentrations d'ozone mesurées à Nice au cours de 63 jours d'avril à septembre 2007 pour les mailles 4, 5 et 6 localisées sur les collines périurbaines à l'ouest et au nord de la ville.

La force du vent et l’épaisseur optique semblent expliquer quelques cas de forts résidus. En effet l’intensité de dilution des polluants dans les basses couches de l’atmosphère et l’intensité du rayonnement ultra-violet influencent fortement les concentrations d’ozone. Or pour le 28 mai par exemple, la prévision de la force du vent par MM5 a été sous-estimée avec des vitesses d’environ 8 à 10 m/s sur l’aéroport de Nice, alors que les vitesses mesurées dans cette station étaient comprises entre 14 et 17 m/s. De même le lendemain, tandis que le modèle simulait correctement la non pénétration du flux d’ouest dans le département, les vitesses de vent calculées par MM5 étaient à nouveau plus faibles que celles enregistrées à l’aéroport (annexe VII.d). Ainsi la moins forte dilution des polluants prévue par le modèle entraîna mécaniquement une surestimation des niveaux d’ozone. Par ailleurs une prévision approximative de la couverture nuageuse provoqua également de forts résidus pour la journée du 12 juin au cours de laquelle la faiblesse du rayonnement UV induite par une nébulosité réelle plus forte que celle prévue inhiba encore plus les réactions photochimiques (annexe VII.e). La situation opposée eut lieu le 20 mai où la prévision de valeurs élevées d’épaisseur optique ne s’est pas concrétisée par une couverture nuageuse importante ; le rayonnement UV plus fort que prévu aurait permis de produire plus d’ozone que la simulation ne le prédisait (annexe VII.f).

Globalement la qualité des modélisations d’ozone dans l’extrême sud des Alpes-Maritimes est assez bonne mais cache cependant des situations ponctuelles parfois éloignées du contexte photochimique réel. Outre l’aspect temporel des prévisions, qu’en est-il de la vraisemblance spatiale des simulations numériques de l’ozone ? Si les mesures sur Nice et ses alentours ne permettent pas de répondre à cette question en raison du nombre trop faible de nœuds de grille qu’elles concernent, la comparaison des mesures à méso-échelle, exposées au chapitre V, avec l’ozone modélisé est plus adaptée afin de qualifier la précision spatiale des modélisations de la plateforme AIRES appliquée aux Alpes-Maritimes.

VII.3.3 – Comparaison des mesures d’ozone à méso-échelle avec les prévisions d’ozone de la plateforme AIRES.

Après avoir analysé de manière objective, par l’intermédiaire des statistiques, les relations entre les simulations et les mesures d’ozone, ce paragraphe propose d’adopter une démarche plus simple fondée uniquement sur une comparaison visuelle des cartes de prévisions des concentrations d’ozone avec les données enregistrées au cours des quelques campagnes de mesures effectuées dans le département. Seules les expériences s’opérant sur une superficie conséquente sont illustrées et débattues ici. Malheureusement pour quelques journées de mesures la plateforme AIRES n’a pas fourni de prévisions ; ce fut le cas pour les 21 juin et 24 juin 2008 où d’intéressantes disparités spatiales avaient été soulignées (cf. V.4.2). Ainsi, uniquement cinq cas permettent de qualifier les performances du modèle de prévision des concentrations d’ozone. Ils ont majoritairement concerné le nord et l’est du département (fig. 7.28).

Moins le tracé des mesures est visible et plus la concordance avec les simulations est forte ; volontairement aucun contour n’a été ajouté à la ligne représentant les concentrations d’ozone enregistrées afin de faciliter la comparaison. L’échelle des couleurs est bien entendu exactement la même pour les deux types de données et diffère quelque peu des classes de couleur utilisées auparavant qui avaient pour but de mettre en valeur la variabilité spatiale du polluant. La première barrière à laquelle ce heurte la comparaison est la stabilité spatiale des concentrations au cours des mesures ; celle-ci n’a pas toujours été observée avec parfois une baisse du niveau général d’ozone en fin de parcours (26 juin 2008 et 29 août 2008). De plus le cheminement sur une route expose nécessairement l’analyseur aux polluants primaires (évolution des mesures derrière un bus de Nice à Levens le 29 août 2008).

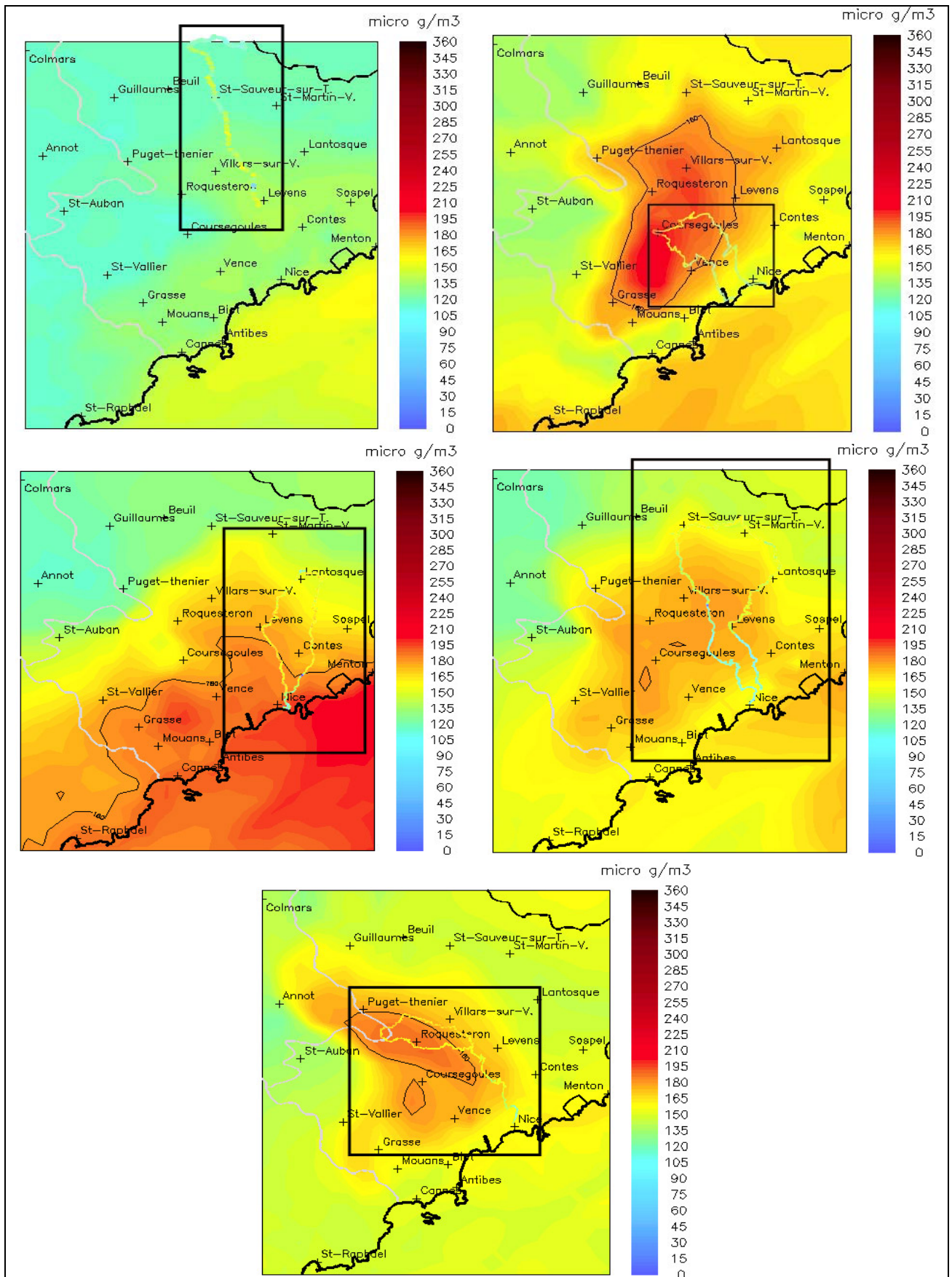


Fig. 7.28 Comparaison des prévisions déterministes du maximum horaire d'ozone dans les Alpes-Maritimes avec les mesures itinérantes effectuées le même jour à méso-échelle ; de gauche à droite et de haut en bas sont exposés le 10 août 2006, le 26 juin 2008, le 29 juin 2008, le 29 août 2008 et le 30 août 2008.

Globalement les niveaux d’ozone modélisés sont surestimés, excepté durant le 10 août 2006 où une advection avérée d’ozone dans la vallée de la Tinée a entraîné des concentrations plus élevées que celles anticipées par la prévision (cf. V.4.2.1). Le 26 juin 2008 les très fortes teneurs simulées dans l’arrière-pays grassois ont surestimé légèrement les valeurs mesurées, mais la structure spatiale de l’ozone avait été prévue correctement. Les 29 juin et 29 août 2008 l’ozone a pénétré très loin dans les vallées de la Tinée et de la Vésubie. A la fin du mois d’août des mesures effectuées à Isola 2000, à 2 km de la frontière franco-italienne, ont prouvé que des masses d’air polluée par l’ozone pouvaient y être advectées (cf. V.4.2.1). Or les simulations correspondant à ces deux journées limitent la pénétration des plus fortes concentrations dans les environs de Lantosque pour la vallée de la Vésubie et dans les alentours de Saint-Sauveur sur Tinée. Enfin le 30 août 2008 permet de constater à nouveau une légère surestimation de la modélisation.

Ainsi la plateforme AIRES, développée selon la même logique que celle du système PREV’AIR, et mise en place il y a plusieurs années dans le cadre d’une coopération régionale des professionnels de la qualité de l’air de la région PACA, procure des prévisions d’ozone proches de la réalité pour l’échelle spatiale d’intérêt. Il semble probable de pouvoir améliorer la précision des simulations météorologiques en optimisant la résolution spatiale des sorties du modèle MM5 qui prendrait alors mieux en compte la finesse du M.N.T et du cadastre d’émissions (en cours d’actualisation) en entrée ; la topographie très complexe du département agit en effet de manière tyrannique sur les écoulements d’air, et une description plus fine de celle-ci pourrait permettre de mieux modéliser les brises thermiques responsables d’advection depuis le sud du département de masses d’air polluée.

Par ailleurs il serait nécessaire d’installer de nouveaux points de mesures fixes d’ozone dans le sud ouest et le centre ouest des Alpes-Maritimes où des concentrations d’ozone élevées sont assez souvent simulées sans qu’aucune validation ne puisse être réalisée. A ce titre, les simulations de J-1 sont employées pour produire des cartes dites « de surveillance » qui intègrent les données d’ozone enregistrées la veille par le réseau de mesures d’AtmoPACA ; or la cartographie corrigée des simulations d’ozone du 26 juin 2008 paraît plus éloignée de la réalité que les prévisions établies le jour même et validées, en partie, par les mesures itinérantes effectuées dans le centre est du département (fig. 7.29). Il semblerait donc que l’absence d’informations dans cette zone soit préjudiciable à la qualité du suivi des épisodes photochimique par AIRES.

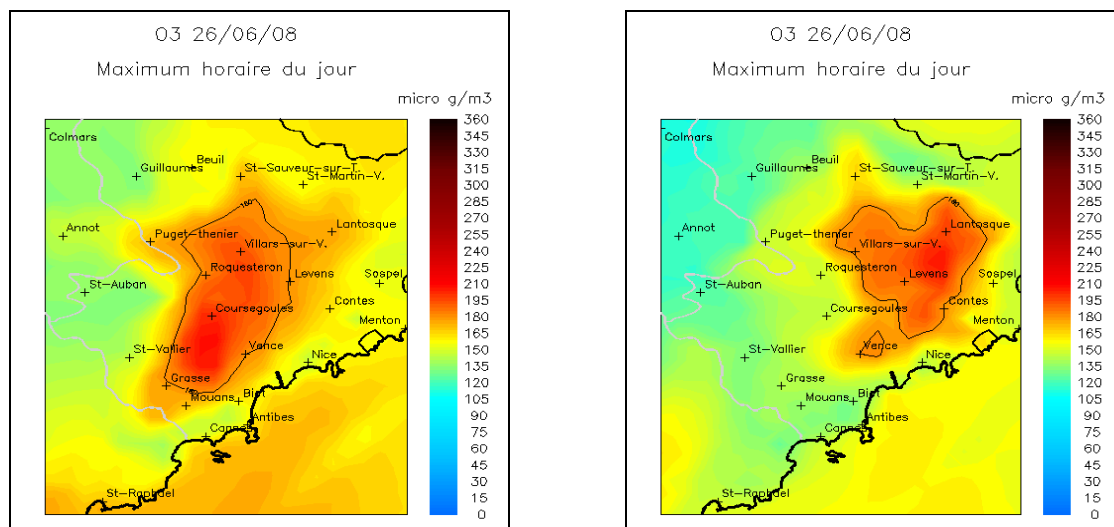


Figure 7.29 Comparaison de la prévision des concentrations d’ozone du jour J le 26 juin 2008 (à gauche) avec les concentrations d’ozone simulées le 27 juin 2008 pour la veille et corrigées par les données du réseau de mesures d’AtmoPACA (à droite).

CONCLUSION

La démarche déductive adoptée dans ce chapitre a apporté des informations nouvelles sur les conditions locales du temps. Celles-ci ont permis de construire des types de temps liés à la pollution par l’ozone dans l’agglomération niçoise, mais ont aussi fourni des arguments pour expliquer la variabilité spatiale moyenne de ce polluant. Globalement, et quelle que soit la logique considérée (temporelle ou spatiale), moins le volume d’air dans lequel les polluants primaires sont émis est grand, et plus les concentrations d’ozone peuvent être élevées. Par ailleurs il semblerait que les conditions locales du temps aient plus d’influence sur les niveaux de pollution par l’ozone que la circulation atmosphérique générale. Toutefois cette dernière doit être favorable à l’expression d’un régime de brise thermique pour qu’un épisode photochimique survienne. Enfin les données météorologiques simulées par le modèle RAMS sont des informations dont la validité ne peut être évaluée que pour des variables classiques telles que la température, le vent ou l’humidité relative en surface ; les conclusions évoquées ne sont donc que des hypothèses fondées sur des simulations numériques.

D’autre part l’approche déterministe de la pollution par l’ozone développée par la plateforme AIRES a pu être comparée aux nombreuses campagnes de mesures itinérantes effectuées entre 2006 et 2008 dans les Alpes-Maritimes. En moyenne les performances du modèle de prévision sont satisfaisantes au regard des coefficients de corrélation entre les concentrations mesurées et celles prévues, mais cet aspect moyen masque des écarts à la réalité parfois très importants. Les simulations numériques du temps en amont des modélisations de l’ozone joueraient un rôle non négligeable dans les erreurs produites par la plateforme AIRES. Une amélioration de la qualité des prévisions météorologiques serait donc une piste de recherche à privilégier afin d’améliorer encore les simulations de la pollution par l’ozone.

Néanmoins les interrogations portant sur les origines des épisodes photochimiques affectant le département, soulevées au cours de l’exposé des mesures à méso-échelle, n’ont toujours pas trouvé de réponses à travers les deux derniers chapitres. Ainsi la fin des propos évoqués dans cette thèse est consacrée à la recherche de pistes explicatives sur l’origine spatiale des fortes concentrations d’ozone touchant épisodiquement les Alpes-Maritimes.

CHAPITRE VIII

LES ALPES-MARITIMES SONT-ELLES MAITRESSES DE LEURS NIVEAUX DE POLLUTION PAR L’OZONE ?

INTRODUCTION

Depuis le début de cette thèse, l’ozone, ses relations avec les variables météorologiques et sa variabilité spatiale et temporelle ont été décortiqués selon diverses approches. A ce stade du travail, le comportement de ce polluant au sein du territoire étudié paraît mieux compris, même si quelques incertitudes persistent ; toutefois une question majeure subsiste : quelle est ou quelles sont les origines spatiales de l’ozone dans les Alpes-Maritimes ? Les rejets de polluants primaires par les activités anthropiques et par la végétation du département sont-ils suffisants afin de produire de grandes quantités d’ozone observables durant les épisodes de pollution photochimique ? Comment expliquer les fortes accumulations d’ozone en mer ? Existe-t-il un schéma fermé de recirculation de la masse d’air dans cet espace littoral montagneux où l’accumulation des polluants primaires et secondaires pourrait provoquer ces pics photochimiques ?

A l’issue des mesures itinérantes à méso-échelle l’observation de couches d’air stratifiées dans des espaces à la fois élevés et très proches du littoral (mont Agel 1148 m) pouvait rappeler les faits énoncés dans la littérature sur les aires métropolitaines de Barcelone ou encore d’Athènes, où un empilement de couches sales sur la mer a été mis en valeur par divers programmes de recherche. Par ailleurs il semblerait lors des cas d’advection des masses d’air dans l’intérieur des terres, grâce à des brises thermiques soutenues, qu’une part d’ozone soit produite depuis le littoral urbanisé.

La grande instabilité chimique de l’ozone nuit à sa traçabilité. Néanmoins, en analysant d’une part les émissions de polluants primaires et leurs localisations dans le département, en étudiant la pollution par l’ozone dans deux sites littoraux exposés directement à une éventuelle brise de mer, et en décortiquant le déroulement d’un épisode photochimique, certaines interrogations pourraient trouver des pistes de réponses.

VIII.1 – LOCALISATIONS DES SOURCES DE POLLUANTS PRIMAIRES DANS LES ALPES-MARITIMES.

La répartition de la population dans ce territoire à la fois limité par la mer et par le relief imposant est guidée par les zones de moindres contraintes ; les quelques espaces plats sont fortement urbanisés et concentrent les activités. Ainsi les sources polluantes se localisent principalement au contact de ces surfaces qui réunissent les trois secteurs d’activités ainsi que la majorité des zones résidentielles.

VIII.1.1 – Frange littorale urbanisée des Alpes-Maritimes.

La zone côtière est le seul espace plan du département (cf. fig. 2.1) ; elle propose sur près de 40 km de long pour 15 km de large un territoire où les contraintes du relief sont faibles et

où l’urbanisation et la périurbanisation ont pu se développer (fig. 8.1). Selon l’INSEE plus d’un million d’habitants vivent dans les Alpes-Maritimes (2005). L’essentiel de cette population est installé sur la frange littorale urbanisée : les communautés d’agglomération de Nice Côte d’Azur (24 communes) et d’Antibes Sophia Antipolis (16 communes) comptent respectivement 500 000 et 160 000 habitants, auxquels il convient d’ajouter les effectifs des villes de Cannes et Grasse (70 000 et 50 000 habitants). Ainsi près de 80 % de la population du département vit dans cet espace littoral d’environ 600 km². La portion est du littoral, laissée de côté dans cet exposé rapide, est caractérisée par une topographie beaucoup plus accidentée qui ne permet pas de tels développements urbains ; seules Monaco et Menton occupent cette partie est du front de mer (environ 60 000 habitants). De ce fait les mouvements pendulaires sont bien plus faibles que dans la partie ouest détaillée précédemment. Enfin l’économie du département est dominée par le secteur tertiaire, l’agriculture et l’industrie étant minoritaires. Ces caractéristiques démographiques et économiques régissent la localisation des sources d’émissions de polluants primaires.

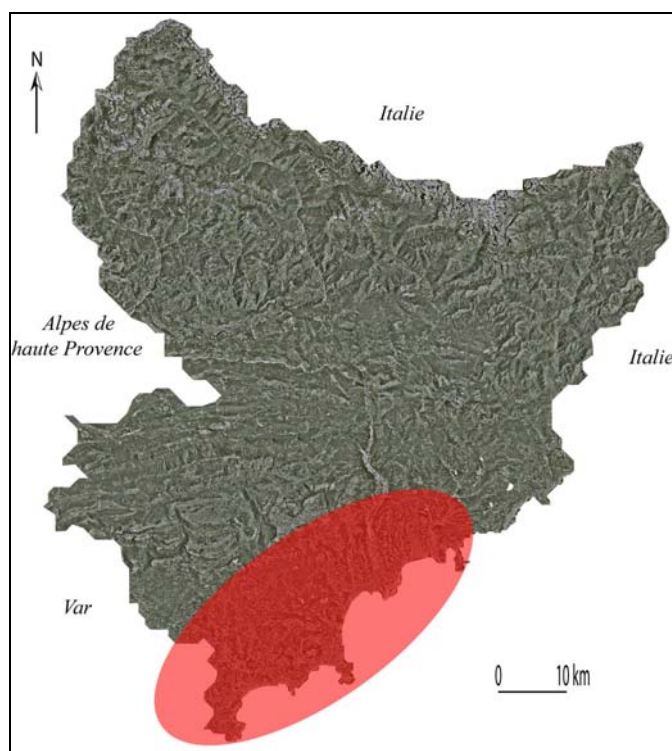


Figure 8.1 Zone urbanisée littorale des Alpes-Maritimes qui concentre près de 80 % de la population.

VIII.1.2 – Les origines géographiques des polluants primaires.

Les cadastres d’émissions élaborés pour fournir les données d’entrée nécessaires au fonctionnement de la plateforme AIRES sont un moyen synthétique de présenter les sources de pollution atmosphérique. Ces documents élaborés par AtmoPACA ont bénéficié de l’expérience issue du programme ESCOMPTE (Airmaraix, 2005). L’objectif ici n’est pas d’en exposer la méthodologie mais uniquement de présenter les résultats cartographiques afin d’appréhender au mieux la localisation des sources polluantes. Seuls les oxydes d’azote (NO_x), le monoxyde de carbone (CO) et les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) sont abordés puisqu’ils concernent directement la production d’ozone.

Deux grands types d’émissions se distinguent : les sources mobiles et les sources fixes. Les premières sont majoritairement composées des gaz émis par le transport routier, par le trafic ferroviaire, par le trafic aérien et par le trafic maritime et fluvial. Les secondes

comprennent les grandes sources ponctuelles (GSP, généralement industrielles), les émissions industrielles se distinguant des GSP et les émissions du secteur résidentiel et tertiaire. Enfin les sources biogènes représentent une source de pollution diffuse et leurs estimations reposent en grande partie sur l’occupation du sol. Au sein de la région PACA, les Alpes-Maritimes sont loin d’être les plus grands émetteurs de polluants primaires (fig. 8.2). La très faible proportion de SO₂ émise dans le département illustre l’absence d’industrie lourde. Les origines de la pollution primaire sont donc principalement les sources mobiles, le secteur tertiaire et résidentiel, et la végétation omniprésente dans l’arrière-pays montagneux.

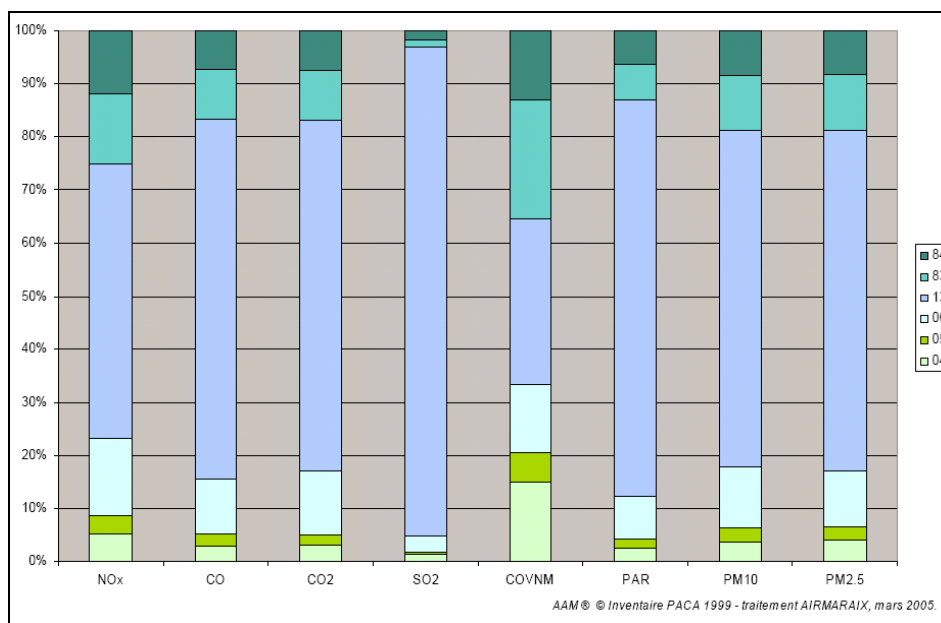


Figure 8.2 Répartition en pourcentage des émissions de polluants primaires par département de la région PACA (source : Airmariaix 2005).

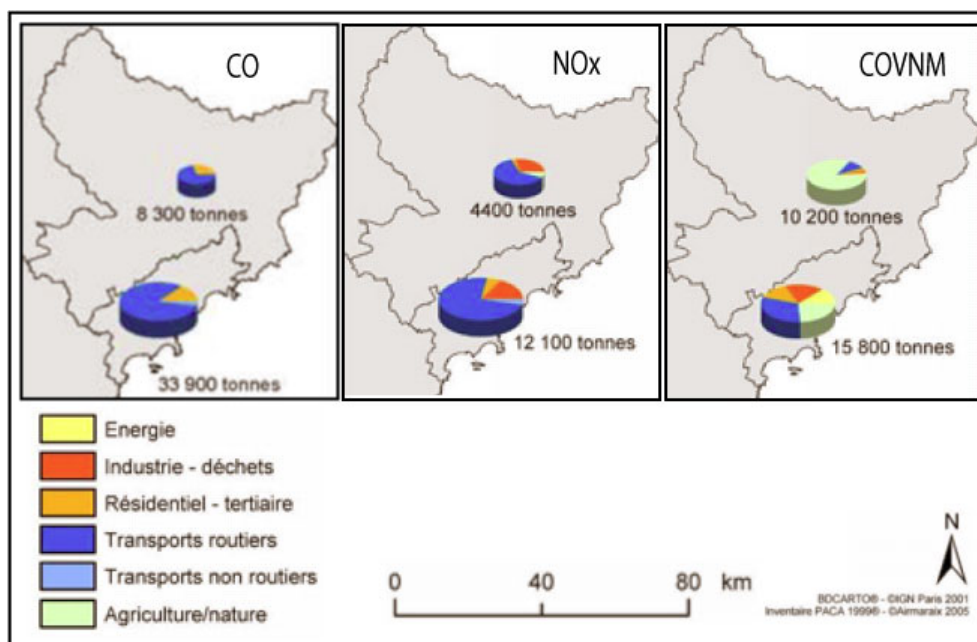


Figure 8.3 Emissions annuelles de CO, de NO_x et de COVNM en tonnes dans la zone urbanisée et dans le reste des Alpes-Maritimes en 1999 (source : Airmariaix, 2005).

Le découpage administratif d’un territoire ne permet pas d’apprécier la localisation des sources de pollution ; à ce titre des zones de rapportage européen ont été identifiées par la

Communauté Européenne afin de déterminer des espaces géographiques cohérents pour la problématique de la qualité de l’air (annexe VIII.a). Ce découpage met en valeur deux espaces au sein des Alpes-Maritimes dont les limites géographiques correspondent aux deux zones caractérisées par la figure 8.1. La répartition des sources de NO_x, de CO et de COVNM selon ces surfaces permet d’apprécier leur caractère opposé, excepté pour les émissions de COVNM (fig. 8.3). En effet les émissions de CO sont quatre fois plus importantes dans la frange littorale que dans l’intérieur et celles de NO_x sont trois fois plus élevées dans la zone urbanisée ; au contraire les émissions de COVNM sont pratiquement comparables grâce à l’importante couverture végétale qui caractérise l’arrière-pays.

Les Alpes-Maritimes sont caractérisées par un fort déséquilibre spatial dans la répartition de la population et des activités. La bande littorale, attractive par la topographie, est très urbanisée ; depuis plusieurs dizaines d’années la hausse des prix du foncier a provoqué une forte périurbanisation jusqu’aux premiers contreforts des Alpes à une quinzaine de kilomètres de la côte. Les mouvements pendulaires au sein de cet espace sont à l’origine des fortes émissions de polluants primaires par la circulation des véhicules à moteur qui représentent la première source de pollution dans le département devant les émissions d’origine biogénique. Il semblerait ainsi que l’ouest du territoire soit potentiellement plus exposé que l’est à la pollution par l’ozone étant donné la distribution spatiale des polluants primaires. La présence d’analyseurs d’ozone dans la Principauté de Monaco permet pour la première fois d’étudier le comportement de ce polluant sur la bordure littorale est des Alpes-Maritimes apparemment moins affectée par les précurseurs de l’ozone.

VIII.2 – POLLUTION PAR L’OZONE A MONACO.

La cité monégasque se préoccupe de sa qualité de l’air depuis plus de 15 ans. Un réseau assez dense de capteurs identiques à ceux des AASQA en France quadrille la Principauté. Cet espace au contact immédiat de la mer est très bien exposé pour étudier les concentrations d’ozone intrinsèques à la masse d’air d’origine marine. Situés à l’écart des grandes sources de polluants primaires de l’ouest des Alpes-Maritimes, les deux analyseurs d’ozone de Monaco permettent de quantifier les différences éventuelles entre les deux ensembles spatiaux définis précédemment : en ne considérant que des mouvements d’aller-retour des masses d’air sous l’impact des brises thermiques, l’accumulation de polluants primaires au sein des masses d’air concernant Monaco devrait être plus faible ; par conséquent les concentrations d’ozone résultant de transformations photochimiques entre les NO_x, le CO et les COVNM devraient également être moins importantes que celles affectant le littoral niçois par exemple.

VIII.2.1 – Dispositif de surveillance de l’ozone dans la Principauté.

Située à 10 km à l’est de Nice, Monaco dispose de deux analyseurs d’ozone installés à Fontvieille et sur le quai Antoine 1^{er} (fig. 8.4). La station météorologique implantée au Musée océanographique est particulièrement bien exposée à la brise de mer (mât météorologique de 10 m sur le toit du musée). Les deux stations de suivi de l’ozone sont également très proches du littoral et pourraient donc convenablement capter le signal d’ozone d’origine marin. Cependant, entre le site de Fontvieille et le littoral, l’héliport assurant principalement les liaisons entre Monaco et l’aéroport de Nice est une source de polluants primaires ; de même l’analyseur du quai Antoine 1^{er} est placé sur le toit d’un immeuble face au port Hercule dont la fréquentation par des yachts colossaux est également une source de pollution primaire. A ce titre l’observation de l’historique de mesures des concentrations de NO₂ (qui s’accompagnent généralement de NO) dans ces deux stations montre en effet une influence probable des

oxydes d’azote sur l’ozone (fig. 8.5). Ainsi, bien qu’implantées à quelques dizaines de mètres de la mer, ces deux stations sont susceptibles d’être affectées par une pollution primaire de proximité. A la vue des moyennes annuelles de NO₂, supposant une présence de NO, l’ozone serait moins masqué dans la station de Fontvieille avec des valeurs moyennes de 10 à 20 µg/m³ contre 30 à 40 µg/m³ au quai Antoine 1^{er}.

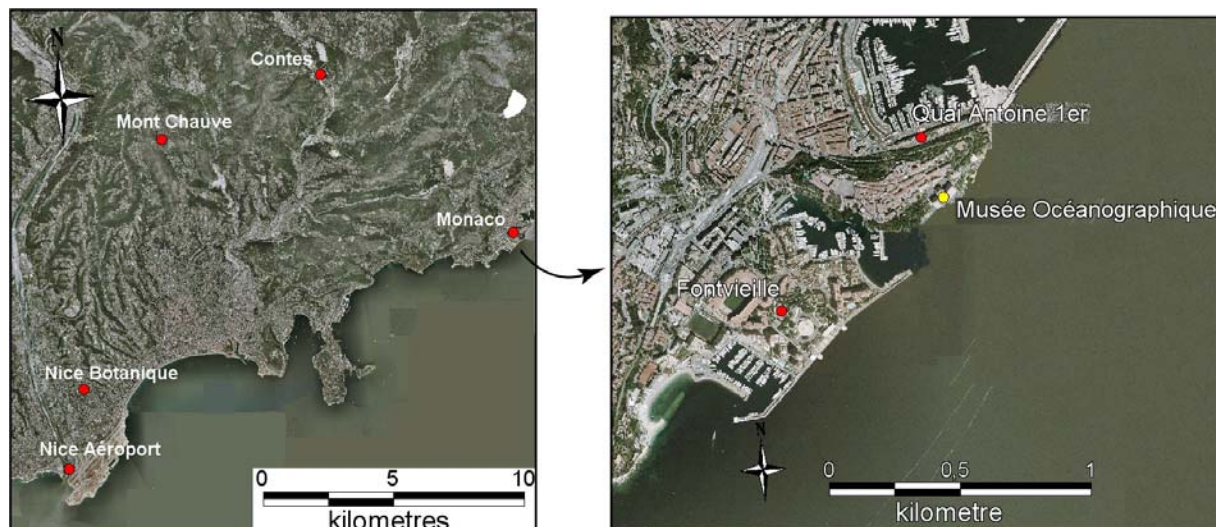


Figure 8.4 Localisation de Monaco par rapport aux stations de mesures d’ozone d’AtmoPACA (à gauche) et site de mesure de l’ozone et des variables météorologiques sur le territoire monégasque (à droite).

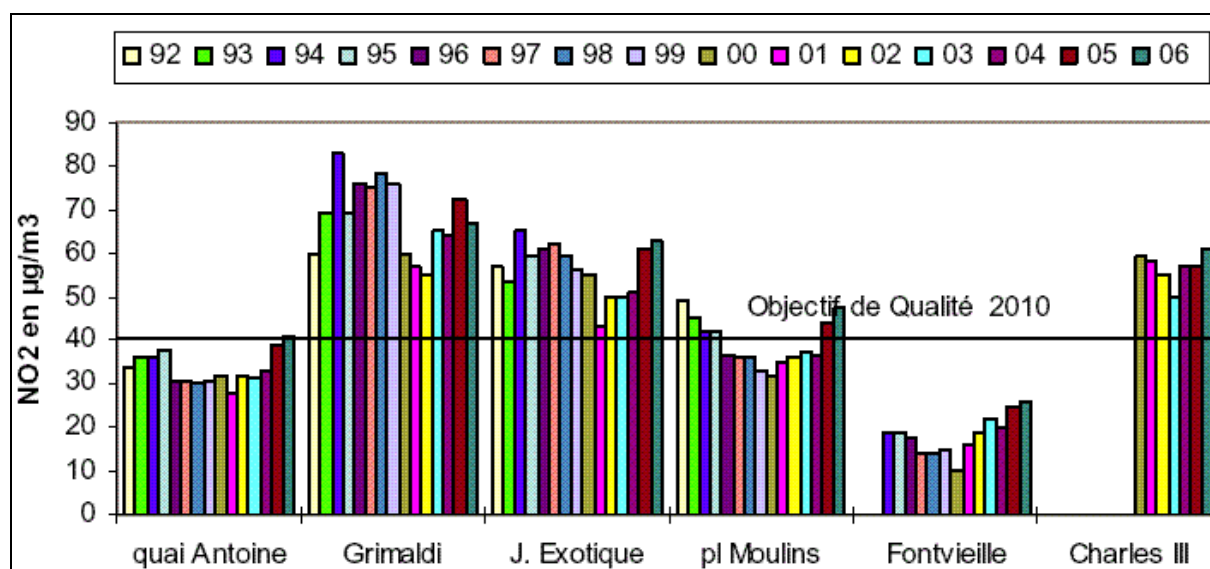


Figure 8.5 Evolution des moyennes annuelles de NO₂ dans l’ensemble des sites de mesures à Monaco entre 1992 et 2006 (source : département de l’équipement, de l’environnement et de l’urbanisme de Monaco).

VIII.2.2 – Comportements moyens de l’ozone à Monaco.

Afin de mieux apprécier les mesures réalisées dans la Principauté, une comparaison avec les stations d’ozone d’AtmoPACA sur la période 2001-2004 est établie. Après avoir exposé les profils diurnes de ce polluant secondaire, en prenant pour exemple la saison photochimique 2007, les maximums horaires moyens des deux stations sont évalués et comparés aux concentrations moyennes constatées sur les réseau d’AtmoPACA et sur le parcours des mesures itinérantes à Nice.

VIII.2.2.1 – Niveaux de pollution par l’ozone à Monaco.

En comparant les concentrations moyennes des maximums horaires journaliers d’ozone enregistrés dans les sites de surveillance des Alpes-Maritimes avec celles observées à Fontvieille et au quai Antoine 1^{er}, il semblerait que Monaco connaisse des niveaux de pollution par l’ozone comparables (fig. 8.6). La plus forte pollution primaire constatée précédemment au quai Antoine 1^{er} pourrait justifier sa plus faible exposition à l’ozone. Globalement les valeurs atteintes à Fontvieille sont proches des niveaux observés dans les sites de mesures des Alpes-Maritimes ; quant aux concentrations du quai Antoine 1^{er} elles sont comparables à celles mesurées à Grasse et Nice Cessole, deux stations urbaines. Fait original, le pic photochimique de 2003 n’est pas marqué à Fontvieille mais il se distingue des autres années au quai Antoine 1^{er}.

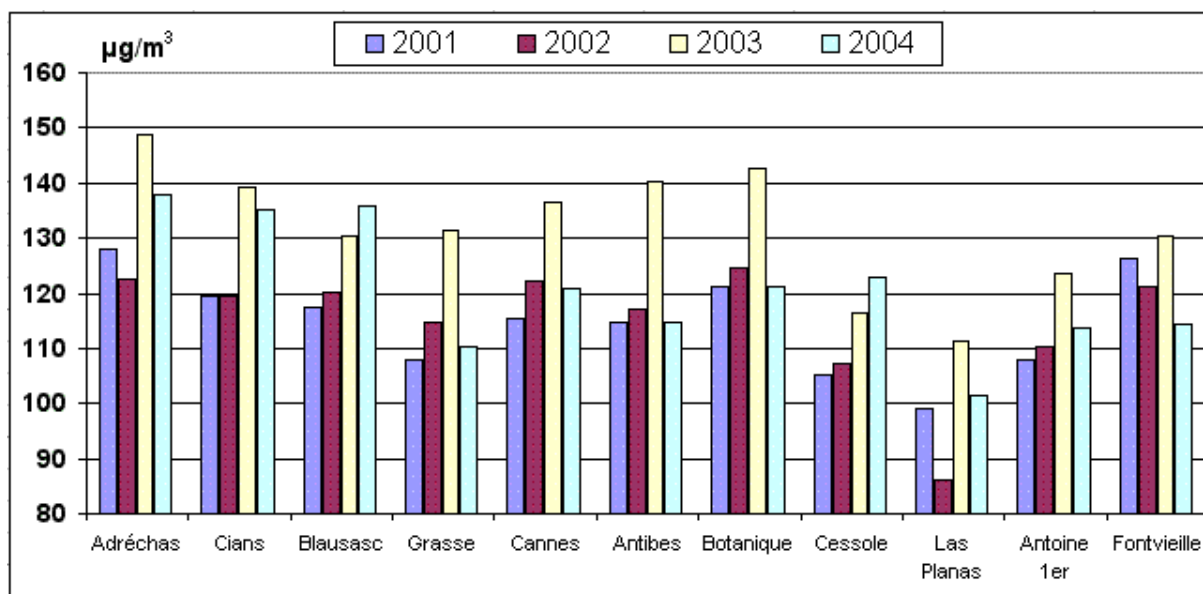


Figure 8.6 Maximums horaires journaliers moyens d’ozone pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004 dans les stations des Alpes-Maritimes du réseau d’AtmoPACA et dans les deux sites de mesures de Monaco.

VIII.2.2.2 – Rythme diurne de l’ozone à Fontvieille et au quai Antoine 1^{er}.

Les profils diurnes du polluant suivent l’évolution classiquement observée dans n’importe quel site de mesure de l’ozone avec un minimum ponctuel en début de matinée et un niveau d’équilibre atteint en milieu d’après-midi. Cependant il est toujours intéressant d’étudier l’amplitude journalière des niveaux d’ozone : en général plus l’amplitude est élevée est plus cela signifie que le minimum horaire est faible. Autrement dit cela fournit une indication sur le degré d’exposition d’un site de mesures aux réactions de titration de l’ozone par le NO lorsque celui-ci est implanté en milieu urbain. La figure 8.7 montre un minimum horaire plus faible au quai Antoine 1^{er} illustrant le plus grand impact du NO sur l’ozone dans ce site. Par contre les valeurs maximales sont identiques à Fontvieille. La quasi-parfaite superposition des courbes entre 8h et 17h TU traduit la promiscuité des deux analyseurs alors que la convection présente au sein de la couche de mélange permet probablement d’homogénéiser les concentrations du polluant à cette échelle spatiale. Le niveau d’équilibre enregistré dans les deux stations est d’environ 100 µg/m³. Les maximums horaires moyens sont assez différents avec 114 µg/m³ au quai Antoine 1^{er} et 107 µg/m³ à Fontvieille. Ces valeurs n’offrent pas la même hiérarchie entre les deux sites de mesures que les teneurs exposées par la figure précédente indiquant plutôt des concentrations d’ozone de l’ordre de 110 µg/m³ et de 120

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le quai Antoine 1^{er} et pour Fontvieille respectivement au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004. En effet l’année 2007 n’a pas été marquée par des épisodes de pollution par l’ozone spécialement nombreux ou particulièrement intenses (cf. VI.2.2.2).

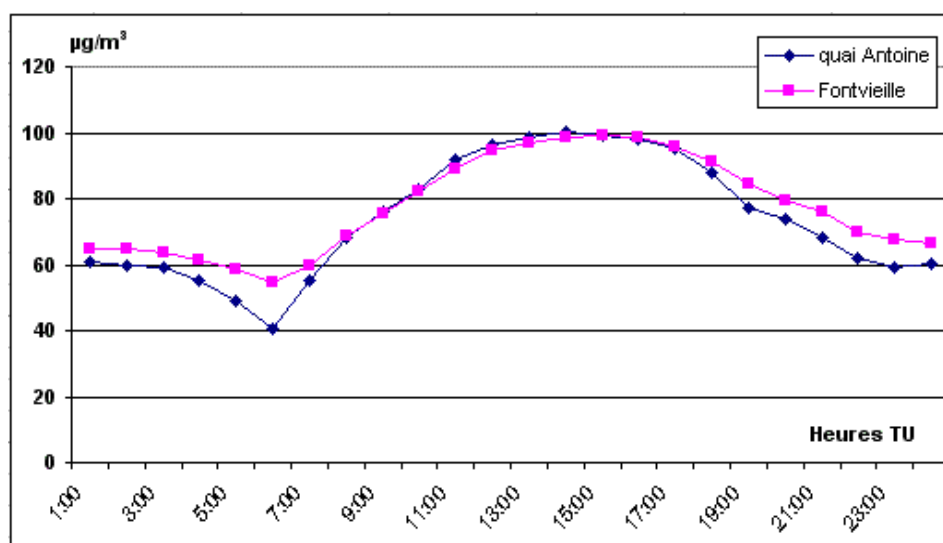


Figure 8.7 Profils diurnes des concentrations d’ozone des deux sites de mesures à Monaco d’avril à septembre 2007.

VIII.2.2.3 – Disparités spatiales des concentrations d’ozone entre l’ouest et l’est du littoral des Alpes-Maritimes.

Il convient alors de comparer les teneurs moyennes des sites monégasques à celles mesurées à Nice durant les jours bénéficiant de mesures itinérantes (tab. 8.1). D’une part les concentrations moyennes d’ozone sont plus fortes au quai Antoine 1^{er} qu’à Fontvieille, et d’autre part les niveaux atteints à Monaco sont inférieurs à ceux observés plus à l’ouest dans les Alpes-Maritimes. Les valeurs de Fontvieille sont égales à celles de l’Aéroport de Nice où les émissions issues du trafic aérien piègent une part d’ozone (cf. conclusion du V.4). Celles d’Antoine 1^{er} sont comparables aux teneurs enregistrées à Contes. Ainsi pour des sites littoraux, leur exposition à l’ozone est plus faible que celle constatée sur la côte niçoise. Deux facteurs sont susceptibles d’expliquer ces différences spatiales :

- Il est possible que les sites de mesures monégasques soient trop influencés par les rejets de polluants primaires du port Hercule et de l’héliport situés à seulement quelques dizaines de mètres des deux analyseurs ; une proportion d’ozone serait donc détruite.
- A l’opposé, la localisation de Monaco en marge du bassin démographique regroupant 80 % de la population du département, principale zone émettrice de polluants primaires, favoriserait éventuellement de plus faibles concentrations d’ozone.

Tableau 8.1 Concentrations horaires maximales moyennes d’ozone en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les deux stations de Monaco, dans les stations d’AtmoPaca et dans les espaces-référence du parcours de mesures à Nice durant les 70 jours de mesures itinérantes (moyennes plus ponctuelles dans le temps).

Promenade des anglais	Promenade est	Madeleine	Saint Pancrace	Canal de Gairaut	Mont Boron
138	130	129	127	128	129
Nice Botanique	Nice Aéroport	Contes	Antoine 1 ^{er}	Fontvieille	
132	115	124	122	115	

Cet aspect moyen constaté sur 70 jours ne correspond peut-être pas au comportement spatial de l’ozone pendant les périodes polluées. En fixant des seuils de concentrations d’ozone sur la promenade des anglais, les teneurs moyennes correspondantes dans les différents sites de suivi du polluant mettent en valeur des écarts grandissants entre Monaco et la zone littorale ouest des Alpes-Maritimes (fig. 8.8). En effet pour les journées marquées par un dépassement des $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d’ozone sur la promenade à Nice, les valeurs enregistrées à Monaco sont inférieures de 10 à $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à celles observées sur le littoral niçois. Au fur et à mesure que le seuil considéré caractérise des cas de plus en plus pollués par l’ozone, alors les disparités spatiales entre les littoraux niçois et monégasques s’amplifient. Cette hausse des écarts provient de la stagnation des niveaux d’ozone à Monaco quel que soit l’intensité des teneurs d’ozone plus à l’ouest.

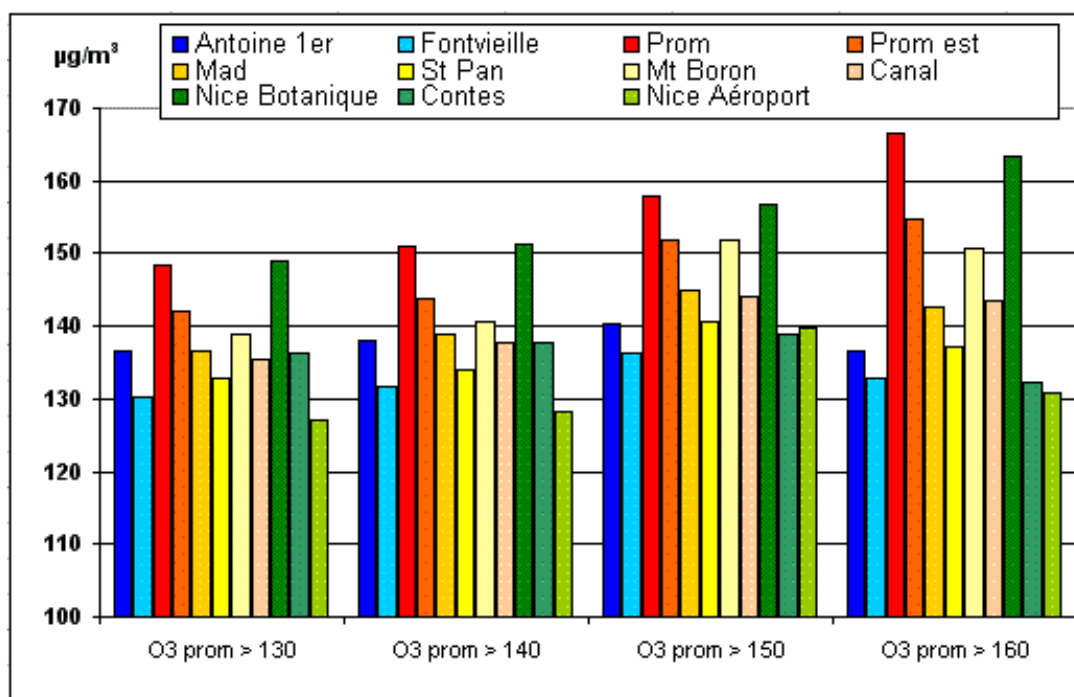


Figure 8.8 Comportement des concentrations moyennes d’ozone dans l’ensemble des points de mesures fixes ou mobiles des Alpes-Maritimes et dans les deux sites monégasques par niveaux de pollution sur la Promenade des Anglais.

Cependant ces constations ne permettent pas de se prononcer sur les raisons expliquant ces disparités spatiales ; les deux causes possibles énoncées précédemment sont aussi valables l’une que l’autre. D’une part les écarts d’ozone entre la promenade et les deux sites monégasques augmentent fortement lorsque la pollution est plus forte à Nice, suggérant donc une évolution distincte des quantités de polluants au sein des masses d’air ; d’autre part il est pertinent de noter également que pour la station de Nice Aéroport, influencée par des émissions de polluants primaires comme à Antoine 1^{er} et dans une moindre mesure à Fontvieille, aucune variation n’est enregistrée en fonction des niveaux d’ozone atteints sur la promenade des anglais.

Ainsi rien ne permet d’affirmer que la plus forte quantité de précurseurs d’ozone émis au sein du bassin démographique situé sur la frange littorale ouest des Alpes-Maritimes est à l’origine de concentrations d’ozone plus élevées que les niveaux de pollution constatés plus à l’est. La provenance des masses d’air affectant le littoral monégasque pourrait éventuellement apporter des précisions supplémentaires.

VIII.2.2.4 – Régime de vent de la station météorologique du Musée océanographique de Monaco.

Monaco est prise en étau entre la mer et une ceinture de montagnes qui la surplombe de 500 m au minimum. Cette configuration topographique, qui explique en partie la très forte densité démographique caractérisant la Principauté, n’est pas sans incidence sur le régime de vent concernant le bord de mer (fig. 8.9). Celui-ci n’est pas marqué par une opposition franche entre une brise diurne et une brise nocturne. En effet de 21h à 6h TU les directions de vent privilégiées s’établissent, pour près de 50 % du temps, de N à NE, les autres secteurs possibles s’orientant d’WNW à NNW et de S à WSW ; les vitesses correspondantes sont le plus fréquemment très faibles et inférieures en général à 3 m/s. Il semblerait donc qu’aucun flux majeur ne régit le mouvement des masses d’air au cours de cette période. Entre 9h et 18h TU deux flux principaux peuvent s’installer : des vents de NE à E s’établissent dans 30 à 40 % des cas pour des vitesses comprises entre 3 et 5 m/s, d’autres vents plus faibles, 2 à 3 m/s, d’ESE à SSE se manifestent avec une fréquence d’environ 20 %, et 30 % des vents s’orientent aussi du S à l’WSW pour des vitesses de l’ordre de 5 m/s. Enfin des vents minoritaires d’WSW à W soufflent jusqu’à 10 m/s. Ainsi l’observation des roses des vents du Musée océanographique permet de constater que les directions de vent pouvant être associées à une brise de mer, d’ESE à SSE, ne sont pas le régime de vent prédominant ; le comportement de l’ozone est-il influencé par ces différents secteurs de vent ?

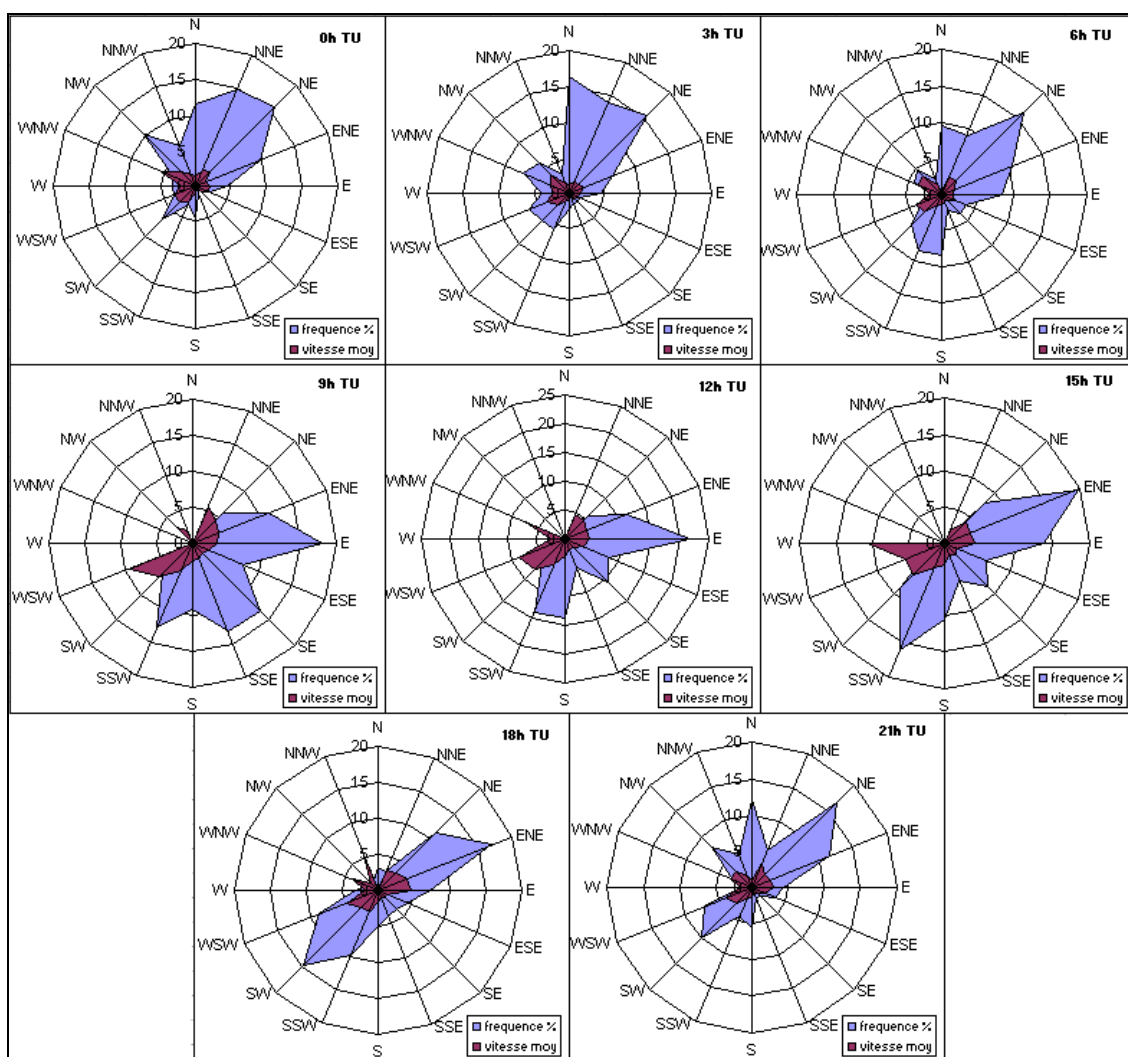


Figure 8.9 Roses des vents de la station météorologique du Musée océanographique de Monaco d’avril à septembre 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

VIII.2.2.5 – Directions de vent privilégiant la pollution par l’ozone en Principauté.

Etablies d’avril à septembre 2007, les roses de pollution des stations de Fontvieille et du quai Antoine 1^{er} à 15h TU ne font apparaître aucune disparité d’ozone entre les différents secteurs de vents. Il convient alors de ne considérer que les périodes polluées afin de mettre en valeur un éventuel lien entre niveaux d’ozone et directions de vent (fig. 8.10).

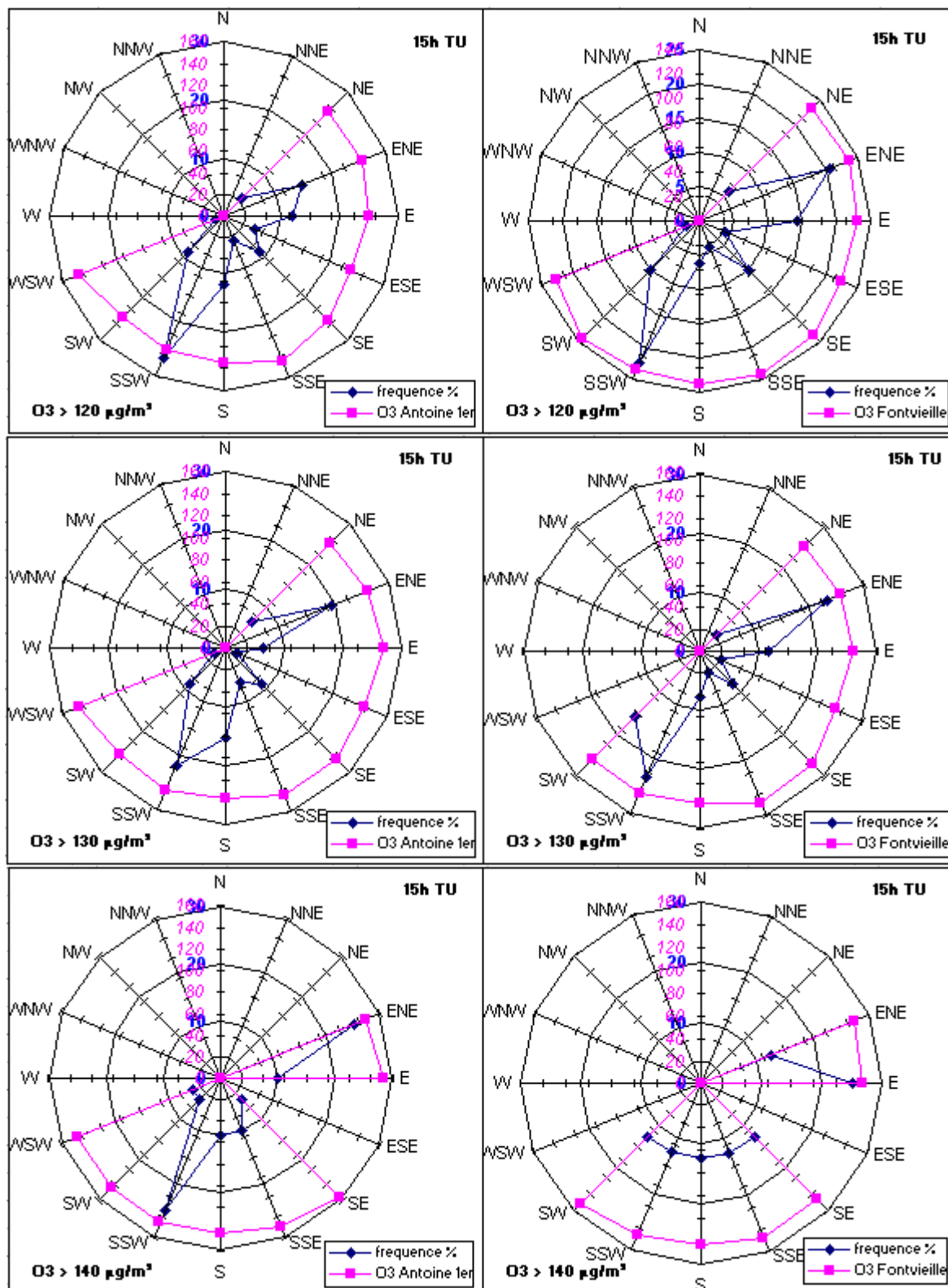


Figure 8.10 Roses de pollution des sites de Fontvieille et du quai Antoine 1^{er} pour des concentrations horaires maximales journalières d’ozone supérieures à 120, 130 puis 140 µg/m³ de haut en bas.

Des seuils arbitraires ont été choisis pour construire les roses de pollution présentées ci-dessus. De 120 à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ une hiérarchie photochimique s’instaure entre les diverses directions de vent affectant la station météorologique du Musée océanographique située à 250 m et à 650 m des analyseurs d’ozone du quai Antoine 1^{er} et de Fontvieille respectivement. Au fur et à mesure de la hausse des seuils, les effectifs disponibles rétrécissent avec par exemple seulement 19 jours pour lesquels les concentrations horaires maximales d’ozone au quai Antoine 1^{er} sont supérieures à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (annexe VIII.b). En règle générale, quel que soit le seuil d’ozone fixé, les concentrations d’ozone sont équivalentes pour chaque direction de vent. Ces directions s’orientent toutefois à 15h TU de l’WSW au NE en passant par le S, et indiquent donc toutes une origine marine des masses d’air advectées sur Monaco. Enfin les jours les plus pollués au quai Antoine 1^{er} sont affectés majoritairement de vents de SSW à SSE (45 %) et d’E à ENE (35 %). Pour le site de Fontvieille le nombre de cas offrant des concentrations d’ozone supérieures à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est bien plus faible, 8 seulement, ce qui ne donne pas réellement de signification aux résultats bien qu’ils soient très comparables aux précédents. Il semblerait donc que les plus fortes teneurs d’ozone soient d’origine marine avec une distribution bimodale des directions de vents associées.

L’étude des concentrations d’ozone et des directions de vent associées dans un espace littoral en marge du bassin démographique regroupant une grande proportion des émissions des précurseurs de l’ozone dans les Alpes-Maritimes a montré la présence de niveaux d’ozone parfois élevés. Malheureusement la topographie du site monégasque ainsi que les éventuelles perturbations des polluants primaires émis localement nuisent à un flux de brise de mer nettement identifiable, ainsi qu’à l’expression de l’ozone. Cependant les configurations les plus polluées par l’ozone à Monaco sont caractérisées par des masses d’air provenant de la mer, ce qui suggère une accumulation du polluant au dessus de la surface marine comme l’avaient suggéré les mesures itinérantes sur la promenade des anglais. Ce phénomène serait-il généralisé à méso-échelle sur l’ensemble du littoral des Alpes-Maritimes ? D’où proviennent ces quantités d’ozone ? Ces deux questions ne pourront trouver de réponses qu’à l’aide de campagnes de mesures établies en mer, sur le littoral et dans les basses couches de l’atmosphère de ces espaces ; à ce titre des mesures fixes sont prévues par AtmoPACA sur les Iles de Lérins situées au large de Cannes. Par ailleurs l’étude dynamique d’un épisode de pollution photochimique pourrait révéler des informations supplémentaires sur les origines des fortes concentrations d’ozone affectant le département.

VIII.3 – EVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS D’OZONE PENDANT UN EPISODE PHOTOCHEMIQUE.

Au travers de la variation des niveaux de pollution jour après jour durant une période de temps favorable à une forte dégradation de la qualité de l’air, deux phénomènes retiennent l’attention. Tout d’abord lorsqu’une telle situation se produit à la suite d’une longue phase de circulation atmosphérique propice à une bonne dilution et à une dispersion intense des polluants atmosphériques, alors l’évolution de l’épisode pollué se déroule en quelque sorte comme une expérience en laboratoire où l’influence de chaque facteur est plus aisément appréciable puisque les conditions initiales n’interviennent pas. La faible occurrence de ce type d’évènement nuit à une meilleure compréhension des origines spatiales de la pollution par l’ozone dans les Alpes-Maritimes. Par ailleurs dès l’instauration d’une dorsale anticyclonique, permettant aux conditions météorologiques locales de favoriser les réactions photochimiques et une faible dispersion des polluants, les concentrations d’ozone n’augmentent pas immédiatement ; l’inertie temporelle de la dégradation de la qualité de l’air traduit toute l’importance de la persistance des conditions anticycloniques qui permettront ou

non l’accumulation des polluants primaires et secondaires à l’origine d’un épisode photochimique.

VIII.3.1 – Première vague d’ozone en 2008 du 20 juin au 29 juin.

La première manifestation photochimique de l’année 2008 a débuté relativement tard par rapport à l’année précédente où dès le mois d’avril 2007 des niveaux élevés d’ozone ont été enregistrés. Excepté les 26-27 avril 2008 et les 3-4 mai 2008 marqués par une hausse sensible des concentrations d’ozone (cf. V.4), aucun évènement météorologique n’est venu perturber la qualité de l’air dans les Alpes-Maritimes jusqu’à la dernière décade du mois de juin. Dès le 20 juin, le développement d’une configuration synoptique anticyclonique persistante a provoqué pour la première fois de l’année une forte hausse des concentrations d’ozone dans les basses couches de l’atmosphère restées « propres » jusqu’ici.

VIII.3.1.1 – Contexte météorologique d’avril à juin 2008.

Les mois d’avril et de mai ont été plus pluvieux que la normale dans l’extrême sud-est de la France (annexe VIII.c). Ce mauvais temps est la conséquence d’une circulation atmosphérique caractérisée par les passages répétitifs de dépressions sur l’Europe de l’ouest (fig. 8.11). Si le mois d’avril a connu un ensoleillement conforme à la moyenne, le mois de mai a enregistré un fort déficit radiatif dans le département. Quelques jours de vent fort ont aussi été observés au cours de ces deux premiers mois de la saison photochimique. Enfin le mois de juin est scindé en deux parties, la première quinzaine étant assez pluvieuse, mais dès le 20 juin une dorsale anticyclonique se développe, procurant chaleur et temps ensoleillé.

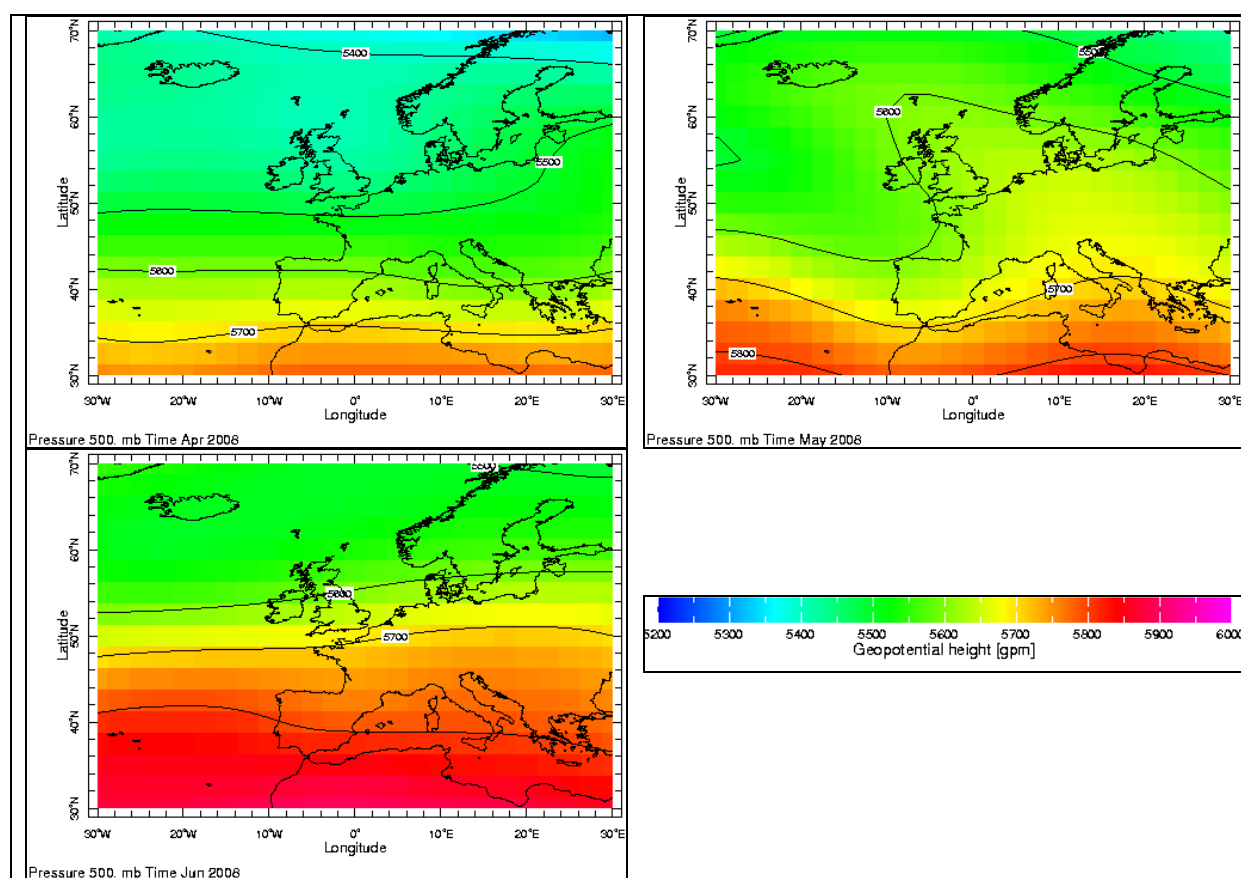


Figure 8.11 Configurations moyennes mensuelles du géopotential 500 hPa sur l’Europe en avril, mai et juin 2008 (réanalyses du NCEP).

VIII.3.1.2 – Dégradation de la qualité de l’air durant la 3^{ème} décade de juin 2008.

Après le 17 juin et le passage d’un léger talweg qui occasionna des précipitations dans le département, les pressions en altitude ont augmenté au cours du 18 et du 19 juin repoussant même plus au nord la dépression dès le 20 juin. Cette dorsale anticyclonique persista jusqu’à la fin du mois de juin avec toutefois un léger affaiblissement durant les 26 et 27 juin (fig. 8.12). Ce type de circulation atmosphérique permet aux brises thermiques de s’exprimer localement. Cette situation provoqua une dégradation de la qualité de l’air après une longue période de temps favorable à une très bonne dispersion des polluants atmosphériques.

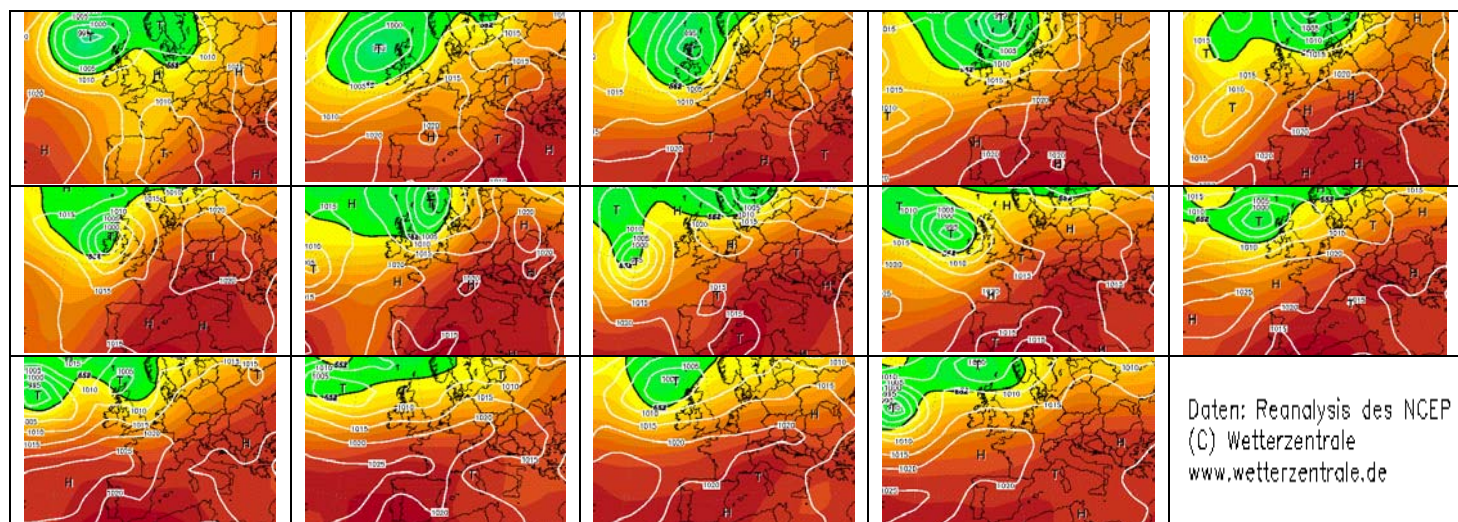


Figure 8.12 Configuration quotidienne du géopotential 500 hPa à 0h TU du 17 au 30 juin 2008 (de gauche à droite et de haut en bas).

L’évolution des concentrations horaires d’ozone pendant ces treize jours permet d’observer deux phénomènes remarquables :

- *La persistance du même type de temps provoque une accumulation de polluants primaires et secondaires* : les teneurs d’ozone à Nice Botanique, présentant chaque jour un cycle diurne caractéristique, connaissent une augmentation progressive de leurs maximums journaliers entre le 17 et le 26 juin (fig. 8.13) ; l’affaiblissement passager de la dorsale anticyclonique les 26 et 27 juin fait chuter l’ozone ; enfin le renforcement des pressions dès le 28 juin entraîne à nouveau une hausse de la pollution photochimique. L’intensité des maximums horaires journaliers au fil des jours est de plus en plus forte. Ce phénomène est probablement provoqué par la persistance de conditions météorologiques locales identiques qui défavorisent la dilution des polluants. En effet l’étude des concentrations de monoxyde d’azote à Nice Pellos (station urbaine de proximité située à un mètre d’une voie de circulation très fréquentée en centre ville de Nice) ne montre aucune hausse des émissions durant la même période (fig. 8.14). Ainsi pour atteindre un pic d’ozone à $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par exemple, et en disposant de conditions initiales de pollution nulles, près de dix jours « d’incubation » semblent nécessaires à Nice Botanique. Ce phénomène est à l’origine même de la faiblesse généralisée des coefficients de corrélation (dépassant guère 0,5 en valeur absolue) entre l’ozone et les variables météorologiques ; la variable « persistance des conditions météorologiques » paraît déterminante pour expliquer les niveaux maximums journaliers d’ozone et entraîne un biais statistique dans les relations de ce polluant avec les facteurs climatiques.

- *Le développement d’une circulation atmosphérique et d’un type de temps propices à la pollution par l’ozone ne suffisent pas dans les Alpes-Maritimes pour provoquer de fortes concentrations* : la nature très saine de l’atmosphère au matin du 18 juin permet de remarquer

qu’en dépit de la réunion de l’ensemble des facteurs météorologiques nécessaires à l’occurrence de teneurs d’ozone très élevées, les concentrations maximales restent relativement faibles durant les premiers jours de la période de beau temps. En effet, malgré les intensités de rayonnement ultraviolet les plus intenses de l’année (favorisées de plus par une très faible nébulosité jusqu’au 29 juin inclus), les $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ne sont dépassés qu’après le 24 juin, pour atteindre seulement $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ les deux jours suivants. Le même comportement s’observe dans les autres stations du département (annexe VIII.d). Cette relative faiblesse des quantités d’ozone pourrait s’expliquer par l’absence de « passif » de la masse d’air en termes de pollution atmosphérique ; considérées seules, les émissions de polluants primaires des Alpes-Maritimes ne seraient alors pas capables d’induire des niveaux d’ozone très élevés à court terme. Cette hypothèse ne signifie pas que les concentrations d’ozone dépassant 180 ou $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont provoquées par des advections d’ozone à méso ou macro-échelle, mais elle sous-entend qu’une période de temps plus longue est nécessaire pour accumuler suffisamment de polluants au sein de la même masse d’air dont les origines pourraient être locales ou non. Les derniers gros épisodes photochimiques rencontrés en France et en Europe de l’ouest en juillet 2006 et en août 2003 ont été induits par la persistance de conditions anticycloniques à l’échelle de l’Europe.

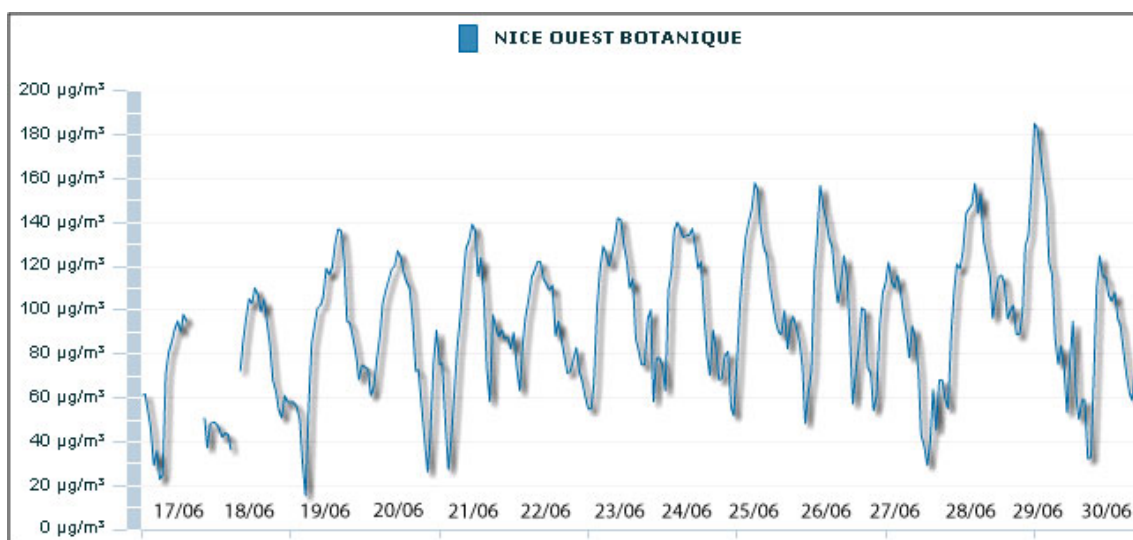


Figure 8.13 Evolution des concentrations horaires d’ozone du 17 au 30 juin 2008 à Nice Botanique (source : AtmoPACA).

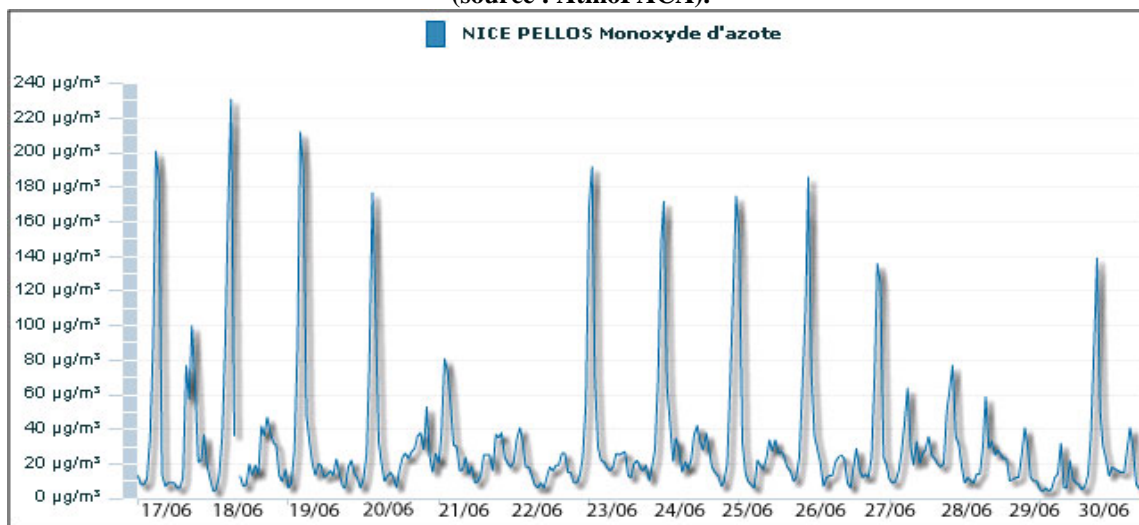


Figure 8.14 Evolution des concentrations horaires de monoxyde d’azote du 17 au 30 juin 2008 à Nice Botanique (source : AtmoPACA).

VIII.3.2 – Impact de la persistance d’un anticyclone sur la pollution par l’ozone dans les Alpes-Maritimes.

L’étude détaillée d’un épisode d’ozone particulier montre l’influence de la persistance d’une circulation atmosphérique anticyclonique favorable à une hausse progressive des concentrations d’ozone durant la dernière décade de juin 2008. Ce phénomène d’accumulation de polluants au sein des basses couches de l’atmosphère est connu mais il a rarement été quantifié ; en se fondant sur les mesures itinérantes d’ozone en 2007 et sur les modélisations météorologiques issues du modèle RAMS, l’ensemble des épisodes pollués rencontrés entre avril et septembre permet d’apprécier la hausse des concentrations d’ozone depuis le jour J, marquant le début de la période polluée, au jour J + i, dernier jour de la séquence.

Au cours de ces six mois, cinq groupes de jours ont été affectés par une dégradation progressive de la qualité de l’air. Volontairement consacrée à la seule saison photochimique 2007, cette étude privilégie la disponibilité de données météorologiques et photochimiques à fine échelle spatiale afin de mieux comprendre l’évolution des teneurs d’ozone. En effet, si la circulation atmosphérique est stable au cours de ces périodes, l’accumulation de polluants atmosphériques secondaires tels que l’ozone n’est peut-être pas la seule conséquence de la persistance de la situation anticyclonique, mais traduit éventuellement un durcissement des conditions météorologiques locales en défaveur de la dilution et de la dispersion des polluants.

Afin de délimiter les séquences de jours qui serviront de socle à cette analyse, l’observation croisée du géopotential 500 hPa, des concentrations maximales horaires d’ozone dans le réseau d’AtmoPACA des Alpes-Maritimes et des mesures itinérantes d’ozone permet d’identifier le jour J et les jours suivants jusqu’au terme de la période polluée. Parmi les cinq groupes sélectionnés, certains durent plus longtemps que d’autres et seuls trois s’étalent sur au moins 6 journées (tab. 8.2). Ainsi le calcul des moyennes horaires maximales d’ozone correspondant au jour J-1, puis J, J+1, J+2 et J+3 prend en compte les cinq séquences de jours. Pour établir les teneurs d’ozone moyennes à J+4 seules quatre épisodes sont disponibles ; enfin pour définir le comportement du polluant à J+5 le calcul ne repose que sur trois cas.

Tableau 8.2 Dates et durée des épisodes de pollution par l’ozone d’avril à septembre 2007 dans les Alpes-Maritimes.

dates	17 - 25 avril	19 - 25 mai	13 - 18 juillet	24 - 28 août	21 - 24 septembre
durée	9 jours	7 jours	6 jours	5 jours	4 jours

Les concentrations moyennes horaires maximales d’ozone ont été calculées pour les neuf analyseurs d’ozone d’AtmoPACA installés dans le département pour chaque jour d’une séquence de pollution depuis le jour J-1 jusqu’à J+3, J+4 et J+5 en fonction du nombre d’épisodes sélectionnés ; le comportement moyen observé dans l’ensemble du réseau en fonction du nombre de séquences polluées retenues est également déterminé (fig. 8.15) ; enfin les configurations moyennes d’ozone à fine échelle spatiale sont calculées sur l’agglomération niçoise à partir des mesures itinérantes effectuées au cours des mêmes périodes (fig. 8.16). De manière générale les niveaux d’ozone augmentent dès le premier jour de l’épisode (J). Plusieurs comportements au cours de la période de pollution sont enregistrés selon la station de suivi considérée, toutefois l’évolution moyenne de l’ozone de J à J+3 est la même quel que soit le nombre d’évènements retenus pour établir cet aspect moyen. Les plus fortes différences s’expriment entre J-1/J et J/J+1 avec une hausse moyenne sur le réseau de mesures de plus de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans chaque cas, puis elles sont moins sensibles entre les jours suivants tout en

suivant une tendance croissante. Les mêmes commentaires sont valables pour l’évolution des valeurs à fine échelle.

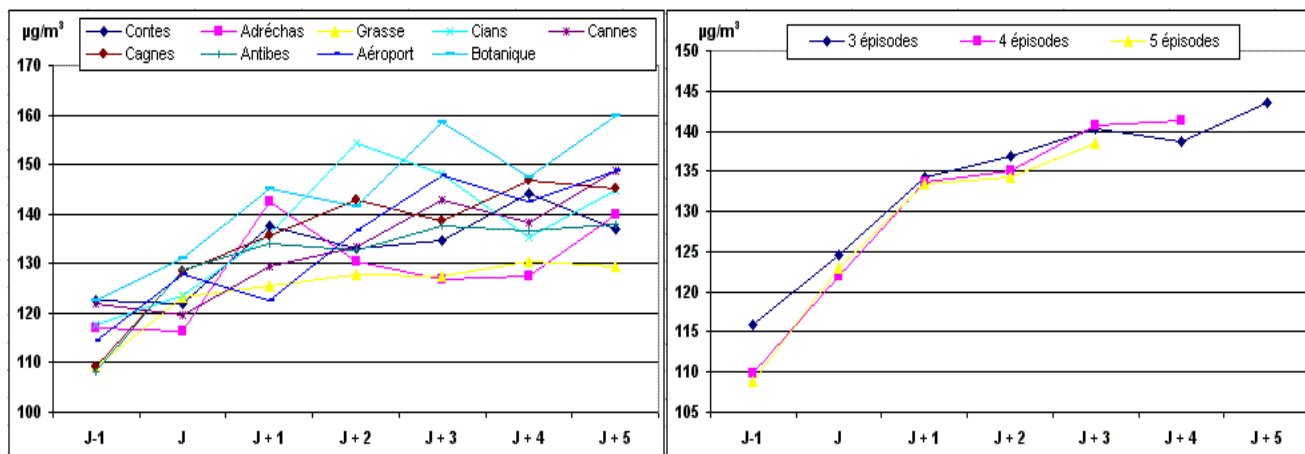


Figure 8.15 Evolution des concentrations moyennes horaires maximales pour 3 épisodes de pollution d’ozone dans les neuf sites de mesures des Alpes-Maritimes du jour J-1 au jour J+5 (à gauche), et comportement moyen de l’ozone dans l’ensemble du réseau en fonction du nombre d’épisodes retenus (à droite).

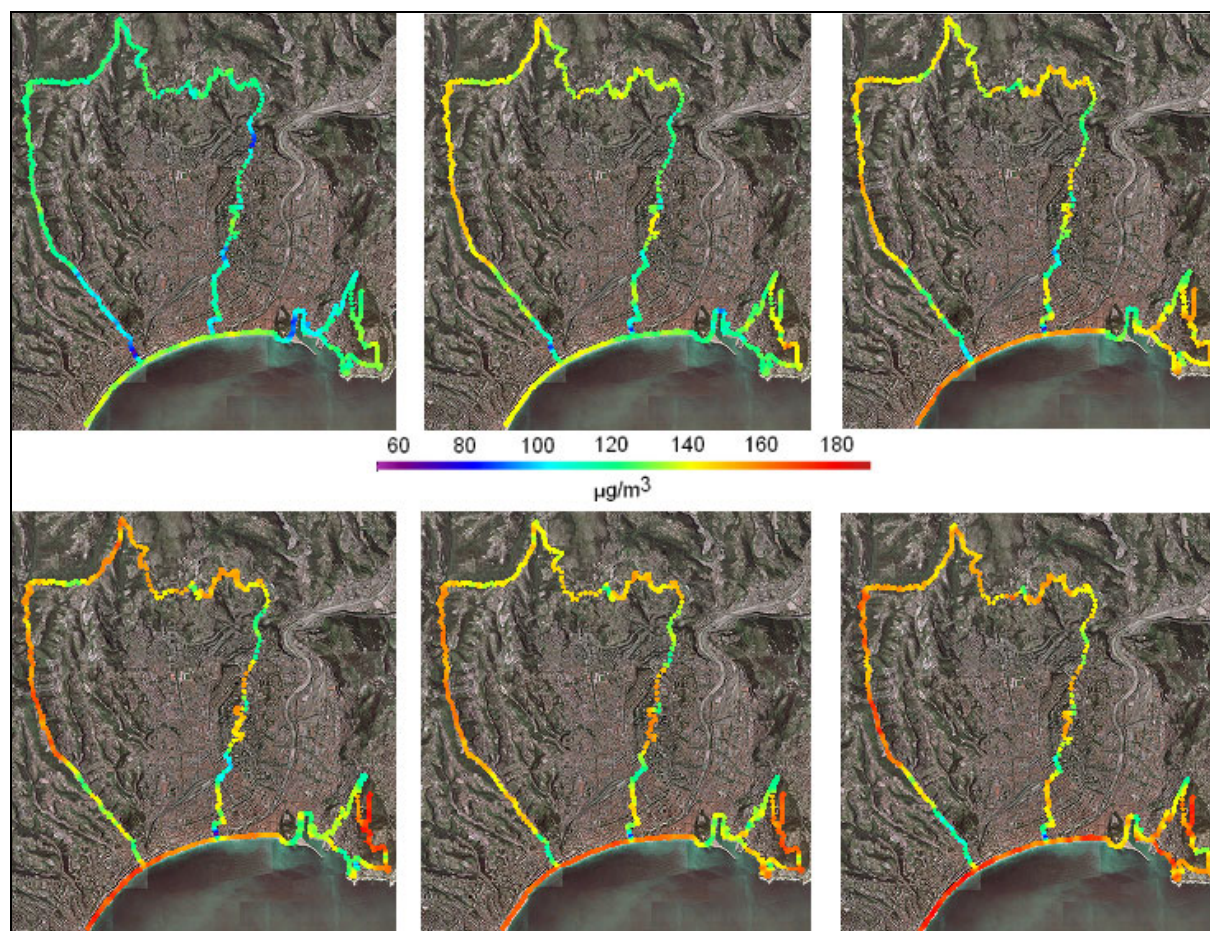


Figure 8.16 Configuration spatiale moyenne de l’ozone à Nice au cours des jours J à J+5 des trois épisodes de pollution les plus longs d’avril à septembre 2007.

Parallèlement à cette accumulation d’ozone au fil des jours, il semblerait que les conditions météorologiques locales puissent parfois évoluer quelque peu ; en effet en se référant aux types de temps élaborés au chapitre précédent et en considérant l’appartenance

aux différentes configurations météorologiques des jours compris dans les épisodes pollués, il semblerait que quelquefois les premières journées fassent référence à un temps moins favorable à d’importantes concentrations d’ozone que les journées suivantes (tab. 8.3). Pour ces cas l’évolution des conditions météorologiques prévaudrait sur le phénomène d’accumulation tout en le renforçant, à la différence des épisodes pollués où quel que soit le jour considéré (J, J+1, J+2, etc.) le type de temps est le même.

Tableau 8.3 Appartenance des jours pollués aux classes de type de temps issus de la classification des simulations météorologiques d’avril à septembre 2007 calculées par RAMS (cf. VII.1.3.1). De L2 à L4 les configurations météorologiques évoluent favorablement à une hausse des concentrations d’ozone.

	L2	L1	L3	L4
J	13 juil 24 août 21 sept	19-mai	17-avr.	
J+1	14 juil 20 mai	25-août	22-sept.	18 avril 27 août
J+2	15-juil.	23-sept.	21-mai	19 avril 28 août
J+3	16-juil.	24-sept.	22-mai	20-avr.
J+4	17-juil.		21-avr.	23-mai
J+5	18-juil.			22 avril 24 mai
J+6				23 avril 25 mai
J+7			24-avr.	
J+8				25-avr.

Il est donc extrêmement complexe d’isoler les principaux facteurs influençant la hausse des concentrations d’ozone au fil des jours d’un épisode de pollution photochimique. Est-ce que l’augmentation des teneurs de ce polluant est le fruit d’une simple accumulation ou plutôt la conséquence d’une contraction des quantités d’ozone induite par une réduction du volume d’air dans lequel les molécules d’ozone se répartissent ? Il semblerait probable que les deux hypothèses se cumulent durant une période de temps anticyclonique. De même l’origine des fortes concentrations d’ozone n’est pas aisément appréciable en raison du caractère local, régional et global de ce polluant. Cependant l’épisode de la fin juin 2008 paraît montrer qu’à court terme les émissions anthropiques et biogéniques de polluants primaires ne suffisent pas pour atteindre des niveaux intenses de pollution par l’ozone dans les Alpes-Maritimes

CONCLUSION

La question abordée dans ce dernier chapitre ne trouve pas de réelles réponses. L’influence de nombreux facteurs d’échelles spatiales multiples nuit à la quantification de l’impact de chaque partie du système sur la pollution par l’ozone. Néanmoins les mesures du polluant effectuées dans un autre espace littoral du département renforcent l’idée que l’ozone s’accumule en mer lorsqu’un régime de brise thermique généralisé régit le déplacement des masses d’air. Sur cette étendue maritime aucune mesure n’ayant jamais été réalisée il est impossible de connaître la structure spatiale de l’ozone entre Marseille, Gênes et la Corse ; l’étude de concentrations mesurées dans cet espace pourrait être déterminante pour une meilleure compréhension de la dynamique d’un épisode intense de pollution et pourrait préciser l’impact respectif des deux grandes métropoles industrialo-portuaires sur la qualité de l’air dans les Alpes-Maritimes.

Quelques cas ponctuels suggèrent cependant un lien probable entre des vents d’E en surface et des concentrations d’ozone élevées. Le 18 avril 2007, deuxième jour d’un épisode de pollution, un vent de secteur E pris le relais de la brise de mer en fin d’après-midi avec un renforcement des vitesses ; parallèlement les niveaux d’ozone n’ont pas chuté en fin de

journée, une hausse légère est même observable dans l’ensemble des sites de mesures du réseau d’AtmoPACA (fig. 8.17 et annexe VIII.e). De même au cours du 1^{er} août 2006, marqué par un vent d’ouest soutenu sur le département tout au long de la journée (cf. V.2.1) qui a dispersé les fortes concentrations d’ozone observées en matinée, la renverse du vent au secteur E en soirée s’est accompagnée d’une forte hausse des teneurs d’ozone à Nice-aéroport et Nice Botanique (fig. 8.18 et tab. 5.1). Alors même que les vitesses associées à ce flux d’E de surface étaient élevées au cours de ces deux journées, les concentrations d’ozone n’ont pas baissé bien que soumises à un important brassage. Ces exemples conduisent à supposer qu’une importante quantité d’ozone était présente en mer à l’est des Alpes-Maritimes.

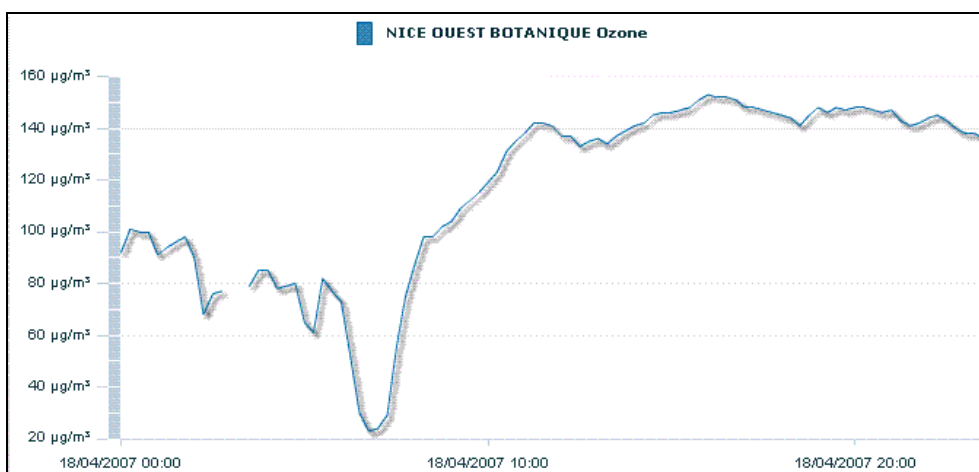


Figure 8.17 Concentrations d’ozone par quart d’heure à Nice Botanique le 18 avril 2007.

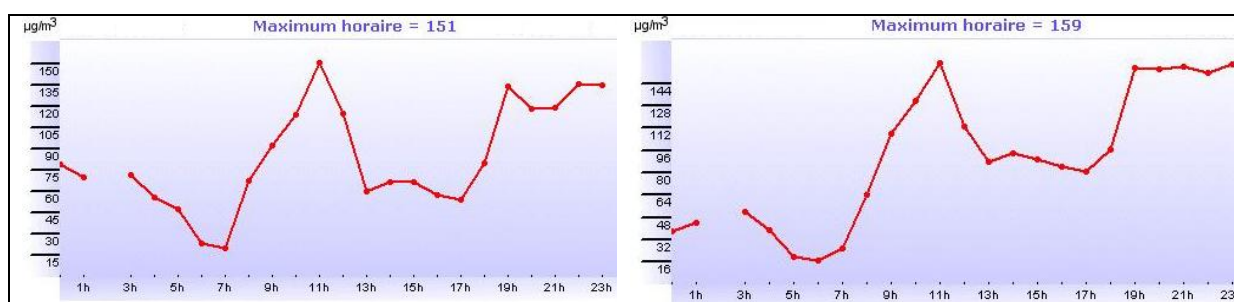


Figure 8.18 Concentrations horaires d’ozone à Nice Botanique (à gauche) et à Nice-aéroport (à droite) le 1^{er} août 2006.

CONCLUSION GENERALE

Au terme de ce travail de recherche, le projet de mieux caractériser la variabilité spatiale et temporelle de l'ozone troposphérique induite par la conditions météorologiques locales et générales a été atteint ; les Alpes-Maritimes, espace littoral montagneux fréquemment concerné par ce polluant secondaire offrent un laboratoire expérimental captivant grâce à la juxtaposition d'une topographie très accidentée et d'une étendue marine. Le fort ensoleillement de la région, à la source de son intense intérêt touristique, favorise aussi un régime de brises thermiques qui est au cœur de la problématique de l'ozone dans cet espace méditerranéen. Dans la littérature, une grande partie des comportements photochimiques observés dans les Alpes-Maritimes sont également constatés dans d'autres parties de la Méditerranée. Les aires métropolitaines de Barcelone et d'Athènes par exemple, réunissant d'importantes concentrations d'hommes et d'activités économiques, rencontrent des problèmes de pollution par l'ozone encore plus intenses qui ont été mis en valeur par plusieurs projets de recherche de grandes envergures, comparables au programme ESCOMPTE concernant l'ouest de la région PACA au début des années 2000. Ainsi il semblerait que les constatations et les hypothèses établies à l'issue de cette thèse ne soient pas seulement caractéristiques des Alpes-Maritimes mais plutôt d'un type d'espace.

Dans le détail chaque chapitre a contribué à répondre à la problématique initiale :

- Les trois premiers chapitres précisent les connaissances et les comportements généraux de l'ozone en se fondant sur le réseau de mesures d'AtmoPACA installé dans le département. De multiples facteurs, d'échelles spatiales diverses, régissent l'évolution de ce polluant secondaire tels que la localisation des sources d'émissions de polluants primaires ou encore tels que la topographie par ses impacts sur la dynamique de la couche limite atmosphérique (notamment la nuit). De plus le jour de la semaine paraît influencer les maximums horaires journaliers puisqu'en règle générale un phénomène d'accumulation de pollution atmosphérique a lieu du lundi au vendredi. Par ailleurs aucune évolution de la qualité de l'air n'est perceptible depuis le début des mesures dans le département dans les années 1990.

- Les quatre chapitres suivants mettent en relation la pollution par l'ozone et les conditions météorologiques à des échelles spatiales distinctes. A l'aide des réanalyses du NCEP et des données du réseau de surveillance d'AtmoPACA, des types de circulation atmosphérique favorisant ou non de faibles concentrations d'ozone sont élaborés à macro-échelle ; sans être suffisantes pour la survenue d'un épisode photochimique, des conditions anticycloniques sont un préalable nécessaire à la dégradation de la qualité de l'air dans les Alpes-Maritimes. L'analyse postérieure des configurations locales du temps à méso et micro-échelles indique en effet la nécessité d'être sous l'influence d'une dorsale afin qu'un régime de brises thermiques, qui favorise l'accumulation de polluants au sein de la même masse d'air, puisse localement s'exprimer. Enfin les hauteurs de la couche limite et l'intensité de brassage de l'air, simulées par le modèle RAMS, agissent de manière tyrannique sur les concentrations récoltées à Nice et dans sa périphérie. Parallèlement à ces considérations météorologiques, d'autres mesures itinérantes d'ozone effectuées dans l'ensemble du département ont permis de constater la variabilité spatiale de ce polluant à fine échelle. Outre les importantes concentrations d'ozone mesurées dans l'arrière-pays montagneux et advectées

par les brises de vallées depuis le sud du département, la forte exposition à l'ozone du littoral dominé par la brise de mer est le constat majeur. Il semblerait qu'une grande partie des mécanismes régissant les épisodes pollués ait lieu au dessus de la mer où une stratification de la masse d'air a parfois été observée.

- Enfin le dernier chapitre essaie de trouver des origines spatiales aux fortes concentrations d'ozone affectant épisodiquement les Alpes-Maritimes. La réponse à cette interrogation est finalement la plus importante pour l'intérêt général puisqu'elle permettrait d'établir un plan d'action efficace en cas de pic de pollution. Cependant, en dépit de mesures d'ozone à proximité du littoral et en marge de la principale zone émettrice de polluants primaires, il n'est pas aisé d'identifier des origines à un phénomène qui imbrique des facteurs d'échelles variées. Il semblerait néanmoins que pour atteindre des concentrations d'ozone très élevées dans le département, la persistance pendant une longue période, et à macro-échelle, de conditions météorologiques anticycloniques, soit nécessaire. Cette configuration permet en effet d'enrichir progressivement la masse d'air de polluants primaires et secondaires, d'origines spatiales diverses, n'étant que peu dispersés par l'absence totale de flux synoptique majeur.

Les perspectives de recherche à l'issue de cette thèse s'orientent donc vers une caractérisation de la pollution par l'ozone en mer par des mesures éventuelles en bateaux et/ou sur des îles ; cet axe est déjà plus qu'une simple idée puisqu'AtmoPACA étudie actuellement la possibilité d'installer un analyseur d'ozone sur l'île Saint-Honorat au large de Cannes. Située à 5 kilomètres du littoral, son exposition au flux de brise de mer est idéal afin d'observer les quantités d'ozone intrinsèques aux masses d'air d'origine marine. Encore du domaine de l'impossible d'un point de vue technique, le couplage de mesures d'ozone aux mesures météorologiques de la bouée Côte d'Azur serait un réel bénéfice pour préciser les origines spatiales des fortes concentrations d'ozone touchant les Alpes-Maritimes. Un axe tout aussi difficile à mettre en œuvre serait d'effectuer des mesures d'ozone aéroportées afin de préciser la nature des couches sales observées en mer depuis le littoral ; quels sont précisément les polluants qui composent ces bandes marron ou noire ? L'instrumentation du mont Agel, dominant la Méditerranée de plus de 1100 m de hauteur, permettrait également d'observer la stratification éventuelle des masses d'air à proximité immédiate de la mer à moindre coût et de manière constante dans le temps. Par ailleurs les étroites relations spatiales entre les variables météorologiques et les configurations d'ozone conduisent à réaliser dans le futur des mesures itinérantes à méso-échelle couplées à des simulations numériques du temps par le modèle RAMS. A ce titre l'advection de fortes concentrations d'ozone jusqu'à la frontière italienne à Isola 2000 le 29 août 2008 interroge sur le devenir des masses d'air atteignant la ligne de crête du massif du Mercantour ; est-ce qu'une partie de ces quantités d'ozone est injectée dans la troposphère libre ? Est-ce que le même phénomène d'advection d'ozone depuis la plaine du Pô coté italien pourrait apporter également sa part d'ozone dans la troposphère libre ? Quelle serait alors la destination de ces molécules d'ozone ? Ainsi les pistes de recherche concernant l'ozone au sein de cet espace littoral montagneux sont encore nombreuses.

L'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) a publié en juillet 2008 son rapport annuel sur l'inventaire des émissions de polluants primaires dans le cadre de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance à l'échelle de l'Europe; les transports routiers dans leur ensemble restent la première source d'oxydes d'azote, de monoxyde de carbone et de composés organiques volatils non méthaniques. En tenant compte de tous les secteurs de l'activité économique et du secteur résidentiel, ces gaz précurseurs de

l'ozone ont tous connu une forte baisse depuis 1990 avec -35 % pour les NOx, -53 % pour le CO et -43 % pour les COVNM d'origine anthropique sur le territoire européen. Le rapport signale également que la tendance à la baisse des émissions de polluants primaires ralentit ces dernières années. Cependant les conséquences sur la pollution par l'ozone affectant les Alpes-Maritimes ne suivent pas une telle évolution. D'une part ces statistiques établies sur l'Europe des 27 ne reflètent probablement pas le cas particulier de la variation des émissions polluantes du département ; d'autre part il serait bon de s'interroger sur la pertinence de certaines mesures environnementales favorisant par exemple les véhicules émettant une faible quantité de CO₂ au kilomètre. Pourquoi ne s'intéresser qu'à cet unique gaz alors même que ces moteurs, considérés comme les plus « propres » pour la planète, sont en fait des moteurs peu puissants équipant des véhicules bas de gamme pour lesquels les autres rejets polluants ne sont que faiblement épurés. Il est certes très utile d'adopter une attitude de prévention face au réchauffement climatique mais il faudrait également établir une hiérarchie des priorités à l'heure où l'impact des particules fines ou encore de l'ozone sur la santé ne sont plus à démontrer...

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES UTILISEES

- ACADEMIE DES SCIENCES – “Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère” – rapport n°30 – Ed. Technique et Documentation-Lavoisier – octobre 1993 – Paris – 262 p.
- AKYLAS E., KOTRONI V. and LAGOUVARDOS K. – “Sensitivity of high-resolution operational weather forecasts to the choice of the planetary boundary layer scheme” – Atmospheric Research – 2007 – n°84 – pp. 49-57.
- ANCELLET G. and RAVETTA F. – “Analysis and validation of ozone variability observed by lidar during the ESCOMPTE-2001 campaign” – Atmospheric Research – 2005 – n°74 – pp. 435-459.
- ANDERBERG M. R. – “Cluster Analysis for Applications” - Monographs and Textbooks on Probability and Mathematical Statistics – Academic Press – New York – 1973 – 359 p.
- ATMOPACA (ex-AIRMARAIX) – “Les sources d’émissions en PACA, inventaire régional des émissions en 1999 : méthodes et résultats” – Rapport d’études – juin 2005 – 67 p.
- AYERS G. P., GRANEK H. AND BOERS R. – “Ozone in the marine boundary layer at Cape Grim: model simulation” – Journal of Atmospheric Chemistry – 1997 – n°27 – pp. 179-195.
- BARRAUX-HOUZE M. L. – “Prévision et spatialisation des concentrations en ozone troposphérique en Bourgogne” – Thèse de doctorat – 2006 – Université de Bourgogne – 293 p.
- BAZHANOV V. and RODHE H. – “Tropospheric ozone at the Swedish mountain Areskutan: budget and trends” – Journal of Atmospheric Chemistry – 1997 – n°28 – pp. 61-76.
- BEANEY G. and GOUGH W. A. – “The influence of tropospheric ozone on the air temperature of the city of Toronto, Ontario, Canada” – Atmospheric Environment – 2002 – n°36 – pp. 2319-2325.
- BEAVER S. and PALAZOGLU A. – “A cluster aggregation scheme for ozone episode election in the San Francisco, CA Bay Area” – Atmospheric Environment – 2006 – n°40 – pp. 713-725.
- BEEKMANN M., and al. – “Regional and global tropopause fold occurrence and related ozone flux across the tropopause” – Journal of Atmospheric Chemistry – 1997 – n°28 – pp. 29-44.
- BEJARAN R. A. and CAMILLONI I. A. – “Objective method for classifying air masses: an application to the analysis of Buenos Aires’ (Argentina) urban heat island intensity” – Theoretical and Applied Climatology – 2003 – n°74 – pp. 93-103.

- BERASTEGI G. I., MADARIAGA I., ELIAS A., AGIRRE E. and URIA J. – “*Long-term changes of ozone and traffic in Bilbao*” – Atmospheric Environment – 2001 – n°35 – pp. 5581-5592.
- BERTHELOT M. – “*Climat régional, climat local et pollution de l’air par l’ozone dans les agglomérations de Tours et d’Orléans*” – Thèse de doctorat – 2006 – Université François Rabelais – 294 p.
- BLANCHARD C. L. and FAIRLEY D. – “*Spatial mapping of VOC and NO_x-limitation of ozone formation in central California*” – Atmospheric Environment – 2001 – n°35 – pp. 3861-3873.
- BLIEFERT C. et PERRAUD R. - “*Chimie de l’environnement, air, eau, sols, déchets*” – Ed. De Boeck – 2001 – 477 p.
- BOGNAR J. A. and BIRKS J. W. – “*Miniaturized ultraviolet ozonesonde for atmospheric measurements*” – Analytical Chemistry – 1996 – n°68 – pp. 3059-3062.
- BOIAN C. and KIRCHHOFF V.W.J.H. – “*Surface ozone enhancements in the south Brazil owing to large-scale air mass transport*” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39 – pp. 6140-6146.
- BONASONI PP., EVANGELISTI F., BONAFE U., FELDMANN H., MEMMESHEIMER M., STOHL A., TOSITTI L., KROMP-KOLB L. H. and COLOMBO T. – “*Stratosphere-troposphere exchanges: case studies recorded at Mt. Cimone during VOTALP project*” – Phys. Chem. Earth – 1999 – n°5 – pp. 443-446.
- BONASONI PP., STOHL A., CRISTOFANELLI PP., CALZOLARI F., COLOMBO T. and EVANGELISTI F. – “*Background ozone variations at Mt. Cimone Station*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 5183-5189.
- BRANFOV E., TRIVIKRAMA R. and STEVEN PORTER P. – “*A trajectory-clustering-correlation methodology for examining the long-range transport of air pollutants*” – Atmospheric Environment – 1998 – n°32 – pp. 1525-1534.
- BRINKMANN W. A. R. – “*Application of non-hierarchically clustered circulation components to surface weather conditions: Lake Superior basin winter temperatures*” – Theoretical and Applied Climatology – 1999 – n°63 – pp. 41-56.
- BRONNIMANN S. and NEU U. – “*Weekend-weekday differences of near-surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions*” – Atmospheric Environment – 1997 – n°31 – pp. 1127-1135.
- BRONNIMANN S., BUCHMANN B. and WANNER H. – “*Trends in near-surface ozone concentrations in Switzerland: the 1990s*” – Atmospheric Environment – 2002 – n°36 – pp. 2841-2852.
- BRONNUMANN S., SCHUEPBACH E., ZANIS PP., BUCHMANN B. and WANNER H. – “*A climatology of regional background ozone at different elevations in Switzerland (1992-1998)*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 5191-5198.

- BYTNEROWICZ A., GODZIKI B., GRODZINSKA K., FRACZEK W., MUSSELMAN R., MANNING W., BADEA O., POPESCU F. and FLEISCHER PP. – “*Ambient ozone in forests of the Central and Eastern European mountains*” – Environmental Pollution – 2004 – n°130 – pp. 5-16.
- CARREGA P. – “*Topoclimatologie et habitat*” – Revue d'Analyse Spatiale Quantitative et Appliquée – 1994 – n°35 et 36 – 408 p.
- CHANG W., HEIKES B. G. and LEE M. – “*Ozone deposition to the sea surface: chemical enhancement and wind speed dependence*” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 1053-1059.
- CHEN C-L., TSUANG B-J., TU C-Y., CHENG W-L. and LIN M-D. – “*Wintertime vertical profiles of air pollutants over a suburban area in central Taiwan*” – Atmospheric Environment – 2002 – n°36 – pp. 2049-2059.
- CHENG S. and LAM K-C. – “*Synoptic typing and its application to the assessment of climatic impact on concentrations of sulphur dioxide and nitrogen oxides in Hong Kong*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 585-594.
- CHENG W-L. – “*A vertical profile of ozone concentration in the atmospheric boundary layer over central Taiwan*” – Meteorology and Atmospheric Physics – 2000 – n°75 – pp. 251-258.
- CHENG W-L. – “*Synoptic weather patterns and their relationship to high ozone concentrations in the Taichung Basin*” – Atmospheric Environment – 2001 – n°35 – pp. 4971-4994.
- CNFG - “*Les types de temps*” - Actes des Journées de climatologie de la Commission Climat et société du Comité national français de géographie - Textes réunis par P. CARREGA, V. DUBREUIL, O. PLANCHON - Norois - n°191 - 2004-2
- COLLINS W. J., STEVENSON D. S., JOHNSON C. E. and DERWENT R. G. – “*The European regional ozone distribution and its links with the global scale for the years 1992 and 2015*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 255-267.
- COMRIE A. C. – “*An all-season synoptic climatology of air pollution in the US-Mexico border region*” – The professional Geographer – 1996 – n°48 – pp. 237-251.
- COMRIE A. C. and YARNAL B. – “*Relationship between synoptic scales, atmospheric circulation and ozone concentrations in metropolitan Pittsburgh, Pennsylvania*” – Atmospheric Environment – n°26 – 1992 – pp.
- COYLE M., SMITH R. I., STEDMAN J. R., WESTON K. J. and FOWLER D. – “*Quantifying the spatial distribution of surface ozone concentration in the UK*” – Atmospheric Environment – 2002 – n°36 – pp. 1013-1024.
- CROES B. E. and FUJITA E. M. – “*Overview of the 1997 Southern California Ozone Study (SCOS97-NARSTO)*” – Atmospheric Environment – 2003 – n°37 Supplement – pp. S3-S26.

- DAVIS R. E. and BENKOVIC S. R. – “*Spatial and temporal variations of the January circumpolar vortex over the northern hemisphere*” – International Journal of Climatology – 1994 – n°14 – pp. 415-428.
- DAVIS R. E. and GAY D. A. – “*A synoptic climatological analysis of air quality in the Grand Canyon National Park*” – Atmospheric Environment – 1993 – n°27 – pp. 713-727.
- DAVIS R. E. and KALKSTEIN L. S. – “*Development of an automated spatial synoptic climatological classification*” – International Journal of Climatology – 1990 – n°10 – pp. 769-794.
- DELL’ERA R., BRAMBILLA E. and BALLARIN-DENTI A. – “*Ozone and air particulate measurements in mountain forest sites*” – Chemosphere – 1998 – n°4-5 – pp. 1083-1088.
- DERWENT R. G., STEVENSON D. S., COLLINS W.J. and JOHNSON C. E. – “*Intercontinental transport and the origins of the ozone observed at surface sites in Europe*” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 1891-1901.
- DERWENT R.G., JENKIN M.E., SAUNDERS S.M., POLLING M.J., SIMMONDS P.P.G., PASSANT N. R., DOLLARD G. J., DUMITREAN P. and KENT A. – “*Photochemical ozone formation in north west Europe and its control*” – Atmospheric Environment – 2003 – n°37 – pp. 1983-1991.
- DONEV E., ZELLER K., AVRALOV A. – « *Preliminary background ozone concentrations in the mountain and coastal areas of Bulgaria* » - Environmental Pollution – 2002 – n°117 – pp. 281-286.
- DORLING S. R. and DAVIES T. D. – “*Extending cluster analysis-synoptic meteorology links to characterise chemical climates at six northwest European monitoring stations*” – Atmospheric Environment – 1995 – n°29 – pp. 145-167.
- DOUGUEDROIT A. – “*Quelle exception française en matière de type de temps ?*” – Norois – n°191 – 2004/2 – p. 33-39.
- DUCLAUX O., FREJAFON E. and SCHMIDT H. – “*3D-air quality model evaluation using the Lidar technique*” – Atmospheric Environment – 2002 – n°36 – pp. 5081-5095.
- DUEÑAS C., FERNANDEZ M. C., CANETE S., CARRETERO J. and LIGER E. – “*Assessment of ozone variations and meteorological effects in an urban area in the Mediterranean coast*” – The Science of the Total Environment – 2002 – n°299 – pp. 97-113.
- DURAND P. et CROS B. – “*une expérience d’étude de la pollution atmosphérique à l’échelle régionale, le programme ESCOMPTE*” – La Météorologie – 2004 – n°44 – pp. 16-27.
- ENKE W., SCHNEIDER F. and DEUTSCHLANDER T. – “*A novel scheme to derive optimized pattern classifications for downscaling and forecast purposes*” – Theoretical and Applied Climatology – 2005 – n°82 – pp. 51-63.

- FEISTER U. and WARMBT W. – “Long-term surface ozone increase at Arkona (54,68°N, 13,43°E)” – Atmospheric ozone, Proceedings of the Quadrennial Ozone Symposium, Halkidiki, Greece, September 3-7, 1984 – p. 782.
- FISCHER L. – “Etude de paramètres climatiques pertinents en vue de l'amélioration de la prévision des pointes de pollution par l'ozone dans l'agglomération de Strasbourg” – Thèse de doctorat – 2001 – Université Louis Pasteur – 152 p.
- FLEMMING J., STERN R. and YAMARTINO R. J. – “A new air quality regime classification scheme for O₃, NO₂, SO₂ and PM₁₀ observations sites” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39 – pp. 6121-6129.
- FLOCAS H-A., MAHERAS P., KARACOSTAS T. S., PATRIKAS I. and ANAGNOSTOPOULOU C. – “A 40-year climatological study of relative vorticity distribution over the Mediterranean” – International Journal of Climatology – 2001 – n°21 – pp. 1759-1778.
- FRAKES B. and YARNAL B. – “A procedure for blending manual and correlation-based synoptic classifications” – International Journal of Climatology – 1997 – n°17 – pp. 1381-1396.
- GANGOITI G., MILLAN M. M., SALVADOR R. and MANTILLA E. – “Long-range transport and re-circulation of pollutants in the western Mediterranean during the project Regional Cycles Air Pollution in the West-Central Mediterranean Area” – Atmospheric Environment – 2001 – n°35 – pp. 6267-6276.
- GARDNER M. W. and DORLING S. R. – “Meteorologically adjusted trends in UK daily maximum surface ozone concentrations” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp.171-176.
- GERSTENGARBE F-W. and WERNER P. C. – “A method do estimate the statistical confidence of cluster separation” – Theoretical and Applied Climatology – 1997 – n°57 – pp. 103-110.
- GHEUSI F., CHEVALIER A., DELBARRE H., DELMAS R. – “Ozone et pollution atmosphérique à grande échelle, le réseau de surveillance PAES” – La Météorologie – 2007 – n°58 – pp. 30-35.
- GHEUSI F., CHEVALIER A., RAVETTA F., DELBARRE H., CAMPISTRON B., DELMAS R. – “Ozone et pollution atmosphérique à grande échelle, la campagne de mesures Pic 2005” – La Météorologie – 2007 – n°59 – pp. 31-38.
- GLAVAS S. – “Surface ozone and NO_x concentrations at a high altitude Mediterranean site, Greece” – Atmospheric Environment – 1999 – n°33 – pp. 3813-3820.
- GONG W., MICKLE R. E., BOTTENHEIM J., FROUDE F., BEAUCHAMP S. and WAUGH D. – “Marine/coastal boundary layer and vertical structure of ozone observed at a coastal site in Nova Scotia during the 1996 NARSTO-CE field campaign” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 4139-4154.

- GREENE J. S., KALKSTEIN L. S., YE H. and SMOYER K. – “*Relationships between synoptic climatology and atmospheric pollution at 4 US cities*” – Theoretical and Applied Climatology – 1999 – n°62 – pp. 163-174.
- GRØNTOFT T., HENRISKEN J. F. and SEIP H. M. – “*The humidity dependence of ozone deposition onto a variety of building surfaces*” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 59-68.
- GROS V., POISSON N., MARTIN D., KANAKIDOU M. and BONSAANG B. – “*Observations and modelling of the seasonal variation of surface ozone at Amsterdam Island: 1994-1996*” – Journal of Geophysical Research – 1998 – n°103 – pp. 28-103.
- GUICHERIT R. and ROEMER M. – “*Tropospheric ozone trends*” – Chemosphere-Global Change Science – 2000 – n°2 – pp. 167-183.
- HAN Z., UEDA H. and AN J. – “*Evaluation and intercomparison of meteorological predictions by five MM5-PBL parameterizations in combination with three land-surface models*” – Atmospheric Environment – 2008 – n°42 – pp. 233-249.
- HELMIS C. G., MOUSSIOPOULOS N., FLOCAS H. A., SAHM PP., ASSIMAKOPOULOS V. D., NANERIS C. and MAHERAS PP. – “*Estimation of transboundary air pollution on the basis of synoptic-scale weather types*” – International Journal of Climatology – 2003- n°23 – pp. 405-416.
- HENNE S., FURGER M., NYEKI S., STEINBACHER M., de WKKER S. F. J., DOMMEN J., SPICHTINGER N., STOHL A. and PREVOT A. S. H. – “*Quantification of topographic venting of boundary layer air to the free troposphere*” – Atmospheric Chemistry and Physics – 2004 – n°4 – pp. 497-509.
- HOGREFE C., BISWAS J., LYNN B., CIVEROLO K., KU J. Y., ROSENTHAL J., ROSENZWEIG C., GOLDBERG R. and KINNEY PP. L. – “*Simulating regional-scale ozone climatology over the eastern United States: model evaluation results*” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 2627-2638.
- HUTH R. – “*A circulation classification scheme applicable in GCM studies*” – Theoretical and Applied Climatology – 2000 – n°67 – pp. 1-18.
- INVS – “*Vague de chaleur de l’été 2003 : relations entre températures, pollution atmosphérique et mortalité dans neuf villes françaises*” – rapport d’étude – septembre 2004 – 44 p.
- JIMENEZ PP., PARRA R., GASSO S. and BALDASANO J. M. – “*Modelling the ozone weekend effect in very complex terrains: a case study in the Northeastern Iberian Peninsula*” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39 – pp. 429-444.
- KALABOKAS PP. D. and BARTZIS J. G. – “*Photochemical air pollution characteristics at the station of the NCSR-Demokritos, during the MEDCAPHOT-TRACE campaign in Athens, Greece (20 August-20 September 1994)*” – Atmospheric Environment – 1998 – n°32 – pp. 2123-2139.

- KALABOKAS PP. D., VIRAS L. G., BARTZIS J. G. and REPAPIS C.C. – “*Mediterranean rural ozone characteristics around the urban area of Athens*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 5199-5208.
- KALKSTEIN L. S., TAN G. and SKINDLOV J. A. – “*An evaluation of three clustering procedures for use in synoptic climatological classification*” – Journal of Applied Meteorology – 1987 – n°26 – pp. 717-730.
- KALNAY E. et al. – “*The NCEP/NCAR 40-Year Reanalysis Project*” – Bulletin of the American Meteorological Society – March 1996.
- KEEVALLIK S., POST PP. and TUULIK J. – “*European circulation patterns and meteorological situation in Estonia*” – Theoretical and Applied Climatology – 1999 – n°63 – pp. 117-127.
- KIM B-J., KRIPALANI R. H., OH J-H. and MOON S-E. – “*Summer monsoon rainfall patterns over South Korea and associated circulation features*” – Theoretical and Applied Climatology – 2002 – n°72 – pp. 65-74.
- KIM S-W., YOON S-C., WON J-G. and CHOI S-C. – “*Ground-based remote sensing measurements of aerosol and ozone in an urban area: a case study of mixing height evolution and its effect on ground-level ozone concentrations*” – Atmospheric Environment – 2007 – n°41 – pp. 7069-7081.
- KLEMM O., ZIOMAS I., BALIS D., SUPPAN PP., SLEMR J., ROMERO R. and VYRAS L. G. – “*A summer air-pollution study in Athens, Greece*” – Atmospheric Environment – 1998 – n°32 – pp. 2071-2087.
- KUEBLER J., RUSSELL A. G., HAKAMI A., CLAPPIER A. and van den BERGH H. – “*Episode selection for ozone modelling and control strategies analysis on the Swiss Plateau*” – Atmospheric Environment – 2002 – n°36 – pp. 2817-2830.
- LABORDE J. P. – “*Méthodes de détection des anomalies et de comblement des lacunes dans les séries de données, à l’usage des climatologues... et de quelques autres*” – Support de cours – <http://cnfg.univ-paris1.fr/com/clima2.htm> - 22 p.
- LADSTATTER-WEIßENMAYER A., KANAKIDOU M., MEYER-ARNEK J., DERMITZAKI E. V., RICHTER A., VREKOUSSIS M., WITTRICK F. and BURROWS J. P. – “*Pollution events over the East Mediterranean: synergistic use of GOME, ground-based and sonde observations and models*” – Atmospheric Environment – 2007 – n° 41 – pp. 7262-7273.
- LEBART L., MORINEAU A. et PIRON M. – “*Statistique exploratoire multidimensionnelle*” – Ed. Dunod – 2000 – 3^{ème} édition – 439 p.
- LEEUW F. – “*Trends in ground level ozone concentrations in the European Union*” – Environmental Science and Policy – 2000 – n°3 – pp. 189-199.

- LIN C-Y. C., JACOB D. J. and FIORE A. M. – “Trends in exceedances of the ozone air quality standard in the continental United States, 1980-1998” – Atmospheric Environment – 2001 – n°35 – pp. 3217-3228.
- LITTMANN T. – “An empirical classification of weather types in the Mediterranean Basin and their interrelation with rainfall” – Theoretical and Applied Climatology – 2000 – n°66 – pp. 161-171.
- LU H-C. and CHANG T-S. – “Meteorologically adjusted trends of daily maximum ozone concentrations in Taipei, Taiwan” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39 – pp. 6491-6501.
- LU R. and TURCO R. – “Ozone distributions over the Los Angeles basin: three-dimensional simulations with the smog model” – Atmospheric Environment – 1996 – n°24 – pp. 4155-4176.
- LUDWIG F. L., JIANG J-Y. and CHEN J. – “Classification of ozone and weather patterns associated with high ozone concentrations in the San Francisco and Monterey Bay Area” – Atmospheric Environment – 1995 – n°29 – pp. 2915-2928.
- LYONS W. F. and BONELL M. – “Regionalization of daily mesoscale rainfall in the tropical wet/dry climate of the Townsville area of north-east Queensland during the 1988 1989 wet season” – International Journal of Climatology – 1994 – n°14 – pp. 135-163.
- MAHERAS P., PATRIKAS I., KARACOSTAS T. and ANAGNOSTOPOULOU C. – “Automatic classification of circulation types in Greece: methodology, description, frequency, variability and trend analysis” – Theoretical and Applied Climatology – 2000 – n°67 – pp. 205-223.
- MARCOUX N., TESSIER L. and BEGIN Y. – “Répartition estivale du dioxyde d’azote et de l’ozone dans une vallée alpine, Chamonix, France” – Géographie physique et Quaternaire – 1998 – n°2 – pp. 1-9.
- MATEJICEK L., ENGST P. and JANOUR Z. – “A GIS-based approach to spatio-temporal analysis of environmental pollution in urban areas: a case study of Prague’s environment extended by LIDAR data” – Ecological Modelling – 2006 – n°199 – pp. 261-277.
- McCONNELL R., BERHANE K., YAO L., LURMANN F. W., AVOL E. and PETERS J. M. – “Predicting residential ozone deficits from nearby traffic” – Science of the Total Environment – 2006 – n°1-3 – pp. 166-174.
- McGREGOR G. R. and BAMZELIS D. – “Synoptic typing and its application to the investigation of weather air pollution relationships, Birmingham, United Kingdom” – Theoretical and Applied Climatology – 1995 – n°51 – pp. 223-236.
- MCKENDRY I. G., STEYN D. G., LUNDGREN J., HOFF R. M., STRAPP W., ANLAUF K., FROUDE F., MARTIN J. B., BANTA R. M. and OLIVIER L. D. – “Elevated ozone layer and vertical down-mixing over the Lower Fraser Valley, BC” – Atmospheric Environment – 1997 n°31 – pp. 2135-2146.

- MELAS D., ZIOMAS I., KLEMM O. and ZEREFOS C. S. – “*Anatomy of the sea-breeze circulation in Athens area under weak large-scale ambient winds*” – Atmospheric Environment – 1998 – n°32 – pp. 2223-2237.
- MILANCHUS M. L., RAO S. T. and ZURBENKO I. G. – “*Evaluating the effectiveness of ozone management efforts in the presence of meteorological variability*” – Journal of the Air and Waste Management Association – 1998 – n°48 – pp. 201-215.
- MILLAN M. M., SANZ M. J., SALVADOR R. and MANTILLA E. – “*Atmospheric dynamics and ozone cycles related to nitrogen deposition in the western Mediterranean*” – Environmental Pollution – 2002 – n°118 – pp. 167-186.
- MILLAN M. M., MANTILLA E., SALVADOR R., CARRATALA A. and SANZ M-J. – “*Ozone cycles in the western Mediterranean basin: interpretation of monitoring data in complex coastal terrain*” – Journal of Applied Meteorology – 2000 – n°39 – pp. 487-508
- MILLAN M. M., SALVADOR R., MANTILLA E. and ARTINANO B. – “*Meteorology and photochemical air pollution in southern Europe: Experimental results from EC research projects*” – Atmospheric Environment – 1996 – n°30 – pp. 1909-1924.
- MILLAN M. M., CASTRO R., FERNANDEZ-PATIER R. and GOBERNA J. – “*Meso-meteorological cycles of air pollution in the Iberian Peninsula (MECAPIP)*” – Air Pollution Research Rep. – 1992 – EUR14834 – 219 p.
- MITCHELL S. J., LANQUAYE-OPOKU N., MODZELEWSKI H., SHEN Y., STULL R., JACKSON P., MURPHY B. and RUEL J-C. – “*Comparison of wind speed obtained using numerical weather prediction models and topographic exposure indices for predicting windthrow in mountainous terrain*” – Forest Ecology and Management – 2008 – n°254 – pp. 193-204.
- MONKS PP. S. – “*A review of the observations and origins of the spring ozone maximum*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 3545-3561.
- NAIR PP. R., CHAND D., LAL S., MODH K.S., NAJA M., PARAMESWARAN K., RAVINDRAN S. and VENKATARAMANI S. – “*Temporal variations in surface ozone at Thumba (8.6°N, 77°E)-a tropical coastal site in India*” – Atmospheric Environment – 2002 n°36 – pp. 603-610.
- NAJA M., LALA S. and CHAND D. – “*Diurnal and seasonal variabilities in surface ozone at a high altitude site Mt Abu (24.6°N, 72.7°E, 1680m asl) in India*” - Atmospheric Environment – 2003 – n°37 – pp. 4205-4215.
- NOLLE M., ELLUL R., HEINRICH G. and GUSTEN H. – “*A long-term study of background ozone concentrations in the central Mediterranean diurnal and seasonal variations on the island of Gozo*” – Atmospheric Environment – 2002 – n°36 – pp. 1391-1402.
- NOLLE M., ELLUL R., VENTURA F. AND GUSTEN H. – “*A study of historical surface ozone measurements (1884-1900) on island of Gozo in the central Mediterranean*” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39 – pp. 5608-5618.

- OLTMANS S. J. and LEVY H. – “*Surface ozone measurements from a global network*” – Atmospheric Environment – 1994 – n°28 – pp. 9-24.
- PELEG M., LURIA M., SHARF G., VANGER A., KALLOS G., KOTRONI V., LAGOUVARDOS K. and VARINO M. – “*Observational evidence of an ozone episode over the greater Athens area*” – Atmospheric Environment – 1997 – n°31 – pp. 3969-3983.
- PENKETT S. A. and al. – “*The seasonal variation of nonmethane hydrocarbons in the free troposphere over the North Atlantic Ocean: possible evidence for extensive reaction of hydrocarbons with the nitrate radical*” – Journal of Geophysical Research – 1993 – n°98 – pp. 2868-2885.
- PEREZ C., SICARD M., JORBA O., COMERON A. and BALDASANO J. M. – “*Summertime re-circulations of air pollutants over the north-eastern Iberian coast observed from systematic EARLINET lidar measurements in Barcelona*” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 3983-4000.
- PIROVANO G., COLL I., BEDOGNI M., ALESSANDRINI S., COSTA M. P., GABUSI V., LASRY F., MENUT L. and VAUTARD R. – “*On the influence of meteorological input on photochemical modelling of a severe episode over coastal area*” – Atmospheric Environment – 2007 – n°41 – pp. 6445-6464.
- PISSIMANIS D. K., NOTARIDOU V. N., KALTSOUNIDIS N. A. and VIGLAS PP. S. – “*On the spatial distribution of the daily maximum hourly ozone concentrations in the Athens basin in summer*” – Theoretical and Applied Climatology – 2000 – n°65 – pp. 49-62.
- POCCARD I. – “*Etude diagnostique de nouvelles données climatiques : les réanalyses. Exemples d'application aux précipitations en Afrique Tropicale*” – Thèse de Doctorat CRC – Université de Bourgogne – 2000 – 310 p.
- POCHANART PP., KATO S., AKIMOTO H., MAKSYUTOV S. and STAEHELIN J. – “*Surface ozone at Swiss Alpine site Arosa: the hemispheric background and the influence of large-scale anthropogenic emissions*” – Atmospheric Environment – 2001 – n°35 – pp. 5553-5566.
- POCHANART PP., KATO S., KATSUNO T. and AKIMOTO H. – “*Eurasian continental background and regionally polluted levels of ozone and CO observed in northeast Asia*” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 1325-1336.
- PONT V. and FONTAN J. – “*Comparison between weekend and weekday ozone concentration in large cities in France*” – Atmospheric Environment – 2001 – n°35 – pp. 1527-1535.
- PONT V., FONTAN J. and LOPEZ A. – “*Variability of tropospheric ozone concentrations: comparison of ground-level data with aircraft measurements during the O3 Reg campaign (19-21 July 2000)*” – Atmospheric Research – 2003 – n°66 – pp. 83-105.

- QIN Y., TONNESEN G. S. and WANG Z. – “One-hour and eight-hour average ozone in the California South Coast air quality management district: trends in peak values and sensitivity to precursors” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 2197-2207.
- QIN Y., TONNESEN G. S. and WANG Z. – “Weekend/weekday differences of ozone, NO_x , CO, VOCs, PM10 and the light scatter during ozone season in southern California” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 3069-3087.
- RAO T. N., ARVELIUS J., KIRKWOOD S. and von der GATHEN PP. – “Climatology of ozone in the troposphere and lower stratosphere over the European Arctic” – Advances in Space Research – 2004 – n°34 – pp. 754-758.
- RAY J. D. – “Ozone monitoring protocol. Guidance on selecting and conducting ozone monitoring” – Air Resources Research and Monitoring Branch Lakewood Colorado – June 2004 – 25 p.
- RIBAS A. and PENUELA J. – “Temporal patterns of surface ozone levels in different habitats of the North Western Mediterranean basin” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 985-992.
- RICHARD Y., HOUZE M. L. et TABOULOT S. – “Prévision des concentrations maximales quotidiennes d’ozone en Bourgogne en 2003” – Revue Géographique de l’est – 2006 – n°XLVI – pp. 83-91.
- RICHARD Y., LEVEQUE J., AMIOTTE-SUCHET O., METZGER R. – “Étude isotopique et spatialisation du carbone dans l’agglomération dijonnaise” – Actes du XVIII^{ème} Colloque International de Climatologie – 2005 – Gênes (Italie) – pp. 55-60
- RICHARD Y., HOUZE M. L., CHABIN J-P. et THEVENIN D. – “Pollution en ozone en Bourgogne orientale” – Publication de l’Association Internationale de Climatologie – 2000 – n°13 – pp. 528-537.
- RICHMAN M. B. – “Rotation of principal component” – International Journal of Climatology – 1986 – n°6 – pp. 293-335.
- RIGA-KARANDINOS A-N. and SAITANIS C. – “Comparative assessment of ambient air quality in two typical Mediterranean coastal cities in Greece” – Chemosphere – 2005 – n°59 – pp. 1125-1136.
- ROMAN P. – “Some modern mathematics for Physicists and other outsider” – Pergamon Press – 1975 – Vols 1 and 2 – New-York – 666 p.
- ROMERO R., SUMNER G., RAMIS C. and GENOVES A. – “A classification of the atmospheric circulation patterns producing significant daily rainfall in the Spanish Mediterranean area” – International Journal of Climatology – 1999 – n°19 – pp. 765-785.
- RUBIO M. A., OYOLA PP., GRAMSCH E., LISSI E., PIZARRO J. and VILLENA G. – “Ozone and peroxyacetylnitrate in downtown Santiago, Chile” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 4931-4939.

- RYAN W. F. – “*Forecasting severe ozone episodes in the Baltimore metropolitan area*” – Atmospheric Environment – 1995 – n°29 – pp. 2387-2398.
- SAITANIS C.J. – “*Background ozone monitoring and phytodetection in the greater rural area of Corinth-Greece*” – Chemosphere – 2003 – n°51 – pp. 913-923.
- SCHUEPBACH E., DAVIES T. D. and MASSACAND A. C. – “*An unusual springtime ozone episode at high elevation in the Swiss Alps: contributions both from cross-tropopause exchange and from the boundary layer*” – Atmospheric Environment – 1999 – n°33 – pp. 1735-1744.
- SHAHGEDANOVA M., BURT T.P. and DAVIES T. D. – “*Synoptic climatology of air pollution in Moscow*” – Theoretical and Applied Climatology – 1998 – n°61 – pp. 85-102.
- SHERIDAN S.C. – “*The redevelopment of a weather-type classification scheme for north America*” – International Journal of Climatology – 2002 – n°22 – pp. 51-68.
- SIMMONDS P.P.G., DERWENT R.G., MANNING A.L. and SPAIN G. – “*Significant growth in surface ozone at Mace Head, Ireland, 1987-2003*” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 4769-4778.
- SOUSA S. I. V., MARTINS F. G., PEREIRA M. C. and ALVIM-FERRAZ M. C. M. – “*Prediction of ozone concentrations in Oporto city with statistical approaches*” – Chemosphere – 2006 – n°64 – pp. 1141-1149.
- STEHLIK J. and BARDOSSY A. – “*Statistical comparison of European circulation patterns and development of a continental scale classification*” – Theoretical and Applied Climatology – 2003 – n°76 – pp. 31-46.
- THUNIS P.P. and CUVELIER C. – “*Impact of biogenic emissions on ozone formation in the Mediterranean area – a BEMA modelling study*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 467-481.
- TOLL I. and BALDASANO J.M. – “*Modelling of photochemical air pollution in the Barcelona area with highly disaggregated anthropogenic and biogenic emissions*” – Atmospheric Environment – 2000 – n°34 – pp. 3069-3084.
- TOUPANCE G. – “*L’ozone dans la basse troposphère. Théorie et pratique*” – Pollution atmosphérique – 1988 – n°117 – pp. 32-42.
- TRIGO R. M. and DaCAMARA C. C. – “*Circulation weather types and their influence on the precipitation regime in Portugal*” – International Journal of Climatology – 2000 – n°20 – pp. 1559-1581.
- VAROTSOS C. and CARTALIS C. – “*Re-evaluation of surface ozone over Athens, Greece, for the period 1901-1940*” – Atmospheric Research – 1991 – n°26 – pp. 303-310.
- VAUTARD R., HONORE C., BEEKMANN M. and ROUIL L. – “*Simulation of ozone during the August 2003 heat wave and emission control scenarios*” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39 – pp. 2957-2967.

- VINGARZAN R. – “A review of surface ozone background levels and trends” – Atmospheric Environment – 2004 – n°38 – pp. 3431-3442.
- VINGARZAN R. and TAYLOR B. – “Trend analysis of ground level ozone in the greater Vancouver/Fraser Valley area of British Columbia” – Atmospheric Environment – 2003 – n°37 – pp. 2159-2171.
- VINUESA J-F. and VILA-GUERAU de ARELLANO J. – “Introducing effective reaction rates to account for the inefficient mixing of the convective boundary layer” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39 – pp. 445-461.
- VOLZ A. and KLEY D. – “Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century” – Nature – 1988 – n°332 – pp. 240-242.
- WISE E.K. and COMRIE A.C. – “Meteorologically adjusted urban air quality trends in the Southwestern United States” – Atmospheric Environment – 2005 – n°39- pp. 2969-2980.
- YARNAL B., COMRIE A. C., FRANKS B. and BROWN D. PP. – “Developments and prospects in synoptic climatology” – International Journal of Climatology – 2001 – n°21 – pp. 1923-1950.
- YARNAL B. – “Synoptic Climatology in Environmental Analysis” – London – Belhaven Press – 1993 – 192 p.
- ZANIS PP., SCHUEPBACH E., SCHEEL H.E., BAUDENBACHER M. and BUCHMANN B. – “Inhomogeneities and trends in the surface ozone record (1998-1996) at Jungfraujoch in the Swiss Alps” – Atmospheric Environment – 1999 – n°33 – pp. 3777-3786.
- ZDANEVITCH I. and MOQUET A. – “Etude des interférents sur la mesure de l’ozone” – Rapport final du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l’Air – INERIS – 2002 – 40 p.
- ZIOMAS I. – “The Mediterranean campaign of photochemical tracers-transport and chemical evolution (MEDCAPHOT-TRACE): an outline” – Atmospheric Environment – 1998 – n°32 –pp. 2045-2053.
- ZIOMAS I., TZOUMAKA PP., BALIS D., MELAS D., ZEREFOS C. S. and KLEMM O. – “Ozone episodes in Athens, Greece. A modelling approach using data from MEDCAPHOT-TRACE” – Atmospheric Environment – 1998 – n°32 – pp. 2313-2321.

FIGURES

Figure	Titre	page
CHAPITRE I		
Fig. 1.1	Cycle diurne type du NO, du NO ₂ et de l'O ₃ dans un smog photochimique (source : Chimie de l'environnement, 2001).	7
Fig. 1.2	Schéma de principe d'un analyseur d'ozone par absorption d'UV.	14
Fig. 1.3	Concentrations d'ozone en µg/m ³ le 14 août 2006 à Nice-est influencées par l'incendie de Ramatuelle.	15
Fig. 1.4	Episode photochimique intense d'août 2003. Cartographies des concentrations d'ozone prévues par le modèle Prev'air et de l'altitude du géopotential 500 hPa (en dizaines de mètres) le 5 août 2003.	18
Fig. 1.5	Schématisation des brises thermiques dans un espace littoral montagneux (Carrega, 1989).	19
Fig. 1.6	Comparaison des moyennes horaires des concentrations d'ozone à Nice Botanique et à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de juillet 1998 à septembre 2004 en µg/m ³ .	20
Fig. 1.7	Dynamique diurne de la CLA composée de la couche de mélange et de la couche intermédiaire (source : Toupance, 1988).	21
Fig. 1.8	Comparaison des moyennes horaires des concentrations d'ozone à l'Adréchas (site de col) et à Blausasc (site de bas versant) au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004 en µg/m ³ .	22
Fig. 1.9	Moyennes mensuelles des concentrations d'ozone à l'Adréchas de janvier 2000 à décembre 2005 en µg/m ³ .	23
Fig. 1.10	Moyennes horaires des concentrations d'ozone à Nice Botanique au cours des saisons photochimique de 1998 à 2005 en µg/m ³ .	24
CHAPITRE II		
Fig. 2.1	Localisation des analyseurs d'ozone dans les Alpes-Maritimes depuis la création du réseau de surveillance de la qualité de l'air AtmoPaca.	26
Fig. 2.2	Photographie et topographie du site de l'Adréchas (vue oblique).	27
Fig. 2.3	Photographie et topographie du site du Cians (vue oblique).	27
Fig. 2.4	Photographie et topographie du site du Grasse (vue oblique).	28
Fig. 2.5	Photographie de la station de Blausasc et topographie des sites de mesures de Contes et de Blausasc (vue oblique).	28
Fig. 2.6	Photographie de la station de Nice Botanique et topographie des sites de Nice Botanique, de Nice Eucalyptus, de Nice Aéroport et de Cagnes (vue oblique).	28
Fig. 2.7	Photographie de la station de Nice Cessole et topographie des sites de Nice Cessole, de Nice Las Planas et de Nice Brancolar (vue oblique).	29
Fig. 2.8	Photographie de la station d'Antibes et topographie des sites de mesures d'Antibes et Cannes (vue oblique).	29
Fig. 2.9	Ajustement à la loi normale des moyennes horaires à 0h (en haut à gauche) et à 12h (en haut à droite) et des maximums horaires d'ozone à Nice Cessole (au centre en bas) de 1998 à 2005.	31
Fig. 2.10	Détection d'anomalies systématiques sur les stations de Blausasc et Nice Cessole en 2003 (en haut à gauche et à droite respectivement) et sur celle de Nice Botanique en 2001 (en bas).	33
Fig. 2.11	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.	34

Fig. 2.12	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone au Cians au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.	35
Fig. 2.13	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Nice Botanique au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.	37
Fig. 2.14	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Blausasc au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2004.	38
Fig. 2.15	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.	39
Fig. 2.16	Moyennes horaires mensuelles des concentrations de dioxyde d'azote à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.	39
Fig. 2.17	Moyennes horaires quotidiennes des concentrations d'ozone à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.	40
Fig. 2.18	Moyennes horaires quotidiennes des concentrations de dioxyde d'azote à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.	40
Fig. 2.19	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Cannes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.	41
Fig. 2.20	Moyennes horaires mensuelles des concentrations de NO ₂ à Cannes au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.	42
Fig. 2.21	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.	43
Fig. 2.22	Moyennes horaires mensuelles des concentrations de NO ₂ à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.	43
Fig. 2.23	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Nice Brancolar au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2003.	44
Fig. 2.24	Moyennes horaires d'avril à septembre pour les années 2001 à 2004 des concentrations d'ozone dans neuf stations des Alpes-Maritimes.	46
Fig. 2.25	Moyennes horaires d'avril à septembre pour les années 2001 à 2004 des concentrations de NO ₂ dans cinq stations des Alpes-Maritimes.	47
Fig. 2.26	Histogramme de fréquence des heures d'occurrence de la moyenne horaire maximale d'ozone enregistrée dans les stations du sud (Blausasc, Grasse, Cannes, Antibes, Nice Botanique, Nice Cessole et Nice Las Planas) et dans celles du nord (Adréchas et Cians) des Alpes-Maritimes pendant les saisons photochimiques 2001 à 2004.	49
Fig. 2.27	Profils diurnes des concentrations de NO ₂ en fonction du jour de la semaine à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.	52
Fig. 2.28	Moyennes horaires maximales de NO ₂ par jour de semaine à Nice Las Planas, Nice Cessole, Antibes, Cannes et Grasse pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.	52
Fig. 2.29	Profils diurnes des concentrations d'ozone en fonction du jour de la semaine à Nice Botanique au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.	53
Fig. 2.30	Moyennes horaires maximales d'ozone par jour de semaine dans les neuf stations du réseau au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.	53
Fig. 2.31	Dendrogrammes des classifications ascendantes hiérarchiques (méthode de Ward) sur les moyennes horaires des neuf stations d'ozone de 7h à 22h (à gauche) et de 23h à 6 h (à droite) au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.	57
Fig. 2.32	Dendrogrammes des classifications ascendantes hiérarchiques (méthode de Ward) sur les maximums horaires (à gauche) et sur les moyennes horaires sur 24h (à droite) des neuf stations d'ozone au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.	58

CHAPITRE III

Fig. 3.1	Moyennes annuelles de NO ₂ à Grasse, Cannes, Antibes, Cagnes, Nice Eucalyptus, Nice Cessole et Nice Las Planas depuis la mise en service des stations jusqu'à leur arrêt ou jusqu'à 2005.	62
----------	--	----

Fig. 3.2	Moyennes des maximums horaires journaliers de NO ₂ à Grasse, Cannes, Antibes, Cagnes, Nice Eucalyptus, Nice Cessole et Nice Las Planas depuis la mise en service des stations jusqu'à leur arrêt ou jusqu'à 2005.	62
Fig. 3.3	Moyennes des concentrations d'ozone d'avril à septembre de 1995 à 2005 dans l'ensemble du réseau de surveillance des Alpes-Maritimes.	63
Fig. 3.4	Moyennes des maximums horaires journaliers d'ozone d'avril à septembre de 1995 à 2005 dans l'ensemble du réseau de surveillance des Alpes-Maritimes.	64
Fig. 3.5	Moyennes horaires mensuelles solaires des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des mois d'octobre à mars de 2000 à 2007.	66
Fig. 3.6	Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des mois d'octobre à mars de 2000 à 2007.	66
Fig. 3.7	Evolution du niveau de fond en ozone en période hivernale à l'Adréchas entre 1999 et 2008.	67
Fig. 3.8	Moyennes horaires mensuelles solaires des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2007.	68
Fig. 3.9	Comparaison des profils diurnes moyens d'ozone à l'Adréchas et au Cians au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2004.	68
Fig. 3.10	Evolution du niveau de fond en ozone par mois à l'Adréchas entre janvier 2000 et mars 2008.	69

CHAPITRE IV

Fig. 4.1	Fenêtre européenne de 86 points de grille (en gras) utilisée pour déterminer les types de circulation atmosphériques en relation avec les concentrations d'ozone dans les Alpes-Maritimes.	71
Fig. 4.2	Moyennes des maximums horaires journaliers par mois et par station depuis leur mise en service jusqu'à septembre 2005.	72
Fig. 4.3	Dendrogrammes des CAH sur les maximums horaires journaliers d'ozone dans les neuf stations des Alpes-Maritimes pour les trimestres JJA (à gauche) et AMS (à droite) de 2002 à 2004.	76
Fig. 4.4	Classifications des maximums horaires journaliers d'ozone pour JJA (à gauche) et AMS (à droite) de 2002 à 2004 dans les neuf stations de mesures des Alpes-Maritimes.	77
Fig. 4.5	Configurations moyennes du géopotential 500 hPa associées aux classes d'ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d'ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes-Maritimes en JJA de 2002 à 2004.	78
Fig. 4.6	Arbres de classification des CAH pour JJA (à gauche) et AMS (à droite) établies sur les variables climatiques du NCEP de 2002 à 2004.	79
Fig. 4.7	Classe L2 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.	80
Fig. 4.8	Classe L6 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.	80
Fig. 4.9	Classe L3 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.	81
Fig. 4.10	Classe L1 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.	81
Fig. 4.11	Classe L4 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.	82
Fig. 4.12	Classe L5 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.	82
Fig. 4.13	Classe L7 issue de la CAH sur les quatre variables climatiques réanalysées en JJA de 2002 à 2004.	83
Fig. 4.14	Niveaux moyens d'ozone dans les stations de mesures d'AtmoPaca associés aux types de circulation atmosphériques issus de la classification sur les variables climatiques du NCEP de 2002 à 2004.	84

Fig. 4.15	Classe L1' résultant du regroupement des classes L1 et L3 issues de la CAH sur les champs météorologiques réanalysés du NCEP en JJA de 2002 à 2004.	85
Fig. 4.16	Classe L4' résultant du regroupement des classes L4 et L5 issues de la CAH sur les champs météorologiques réanalysés du NCEP en JJA de 2002 à 2004.	85
Fig. 4.17	Comparaison des classes d'ozone (à gauche) et des profils moyens d'ozone associés aux types de circulation (à droite) pour JJA de 2002 à 2004.	86
Fig. 4.18	Correspondance des classes d'ozone et des profils moyens d'ozone associés aux types de circulation pour JJA de 2002 à 2004.	86
Fig. 4.19	Ecart-types de l'altitude du geopotentiel 500 hPa pour la classe L4' (à gauche) et pour la classe d'ozone K1 pour la même variable climatique (à droite).	87
Fig. 4.20	Configurations moyennes de l'altitude du geopotentiel 500 hPa, de la vorticité relative à 700 hPa, de l'humidité relative et de la vitesse du vent en surface du 3 au 5 septembre 2006.	88
Fig. 4.21	Moyennes et écart-types des maximums horaires journaliers d'ozone du réseau de surveillance d'AtmoPaca dans les Alpes-Maritimes du 3 au 5 septembre 2006.	88
Fig. 4.22	Photographie prise d'avion par Pierre Carrega le 5 septembre 2006 à 9h30, vue vers l'est. Cette mer de nuages se situe à moins de 1000 m d'altitude.	89

CHAPITRE V

Fig. 5.1	Comparaison d'un analyseur d'ozone classique et de celui utilisé pour les mesures itinérantes.	91
Fig. 5.2	Comparaison des concentrations mesurées par un analyseur portable avec celles délivrées par un générateur d'ozone (pas de mesure de 10 secondes).	92
Fig. 5.3	Comparaison des concentrations mesurées par un analyseur portable et par un analyseur fixe d'AtmoPACA du 5 septembre au 3 octobre 2007 (en moyennes horaires).	93
Fig. 5.4	Relation entre les moyennes horaires mesurées par l'analyseur portable et celles mesurées par l'analyseur fixe d'AtmoPACA du 11 septembre au 3 octobre 2007.	94
Fig. 5.5	Dysfonctionnement subit d'une électrovane nécessitant son remplacement. Les concentrations d'ozone enregistrées toutes les deux secondes montrent des ruptures soudaines lors des deux arrêts et du redémarrage d'une des deux électrovannes de l'analyseur d'ozone.	95
Fig. 5.6	Localisation des sites de mesure d'ozone le 1 ^{er} août 2006.	98
Fig. 5.7	Concentrations d'ozone mesurées au Mont Boron et au fort de la Revère le 1 ^{er} août 2006 de 9h44 à 11h13 TU (pas de mesure d'une minute).	98
Fig. 5.8	Concentrations moyennes horaires d'ozone dans les stations de Nice aéroport (en haut à gauche), de Nice Botanique (en haut à droite) et de Contes (en bas) le 1 ^{er} août 2006 en heure TU (source : AtmoPACA).	99
Fig. 5.9	Mesures itinérantes d'ozone à Nice le 27 avril 2007 de 15h15 à 16h40 (heure légale) avec un pas de mesure de 10 secondes.	100
Fig. 5.10	Mesures itinérantes d'ozone à Nice le 26 août 2007 entre 16h et 18h (heure légale) avec un pas de mesure de 10 secondes.	101
Fig. 5.11	Dispositif permettant d'étudier l'influence du sol sur les concentrations d'ozone.	102
Fig. 5.12	Comparaison des concentrations d'ozone moyennes sur une minute mesurées à 140, 75 et 0 cm de hauteur le 18 août 2006 à Nice Botanique (le trait vertical noir à 16h marque le déplacement de l'analyseur depuis le sol à 75 cm de hauteur).	103
Fig. 5.13	Concentrations d'ozone moyennes sur 5 minutes le 14 août 2006 sur un immeuble niçois.	103
Fig. 5.14	Concentrations d'ozone moyennes sur 5 minutes du 10 au 12 août 2006 d'un analyseur à l'extérieur et d'un autre à l'intérieur d'une maison à Vence.	104

Fig. 5.15	Mesures itinérantes d'ozone le 26 juillet 2006 dans les environs de Saint-Jean Cap Ferrat (pas de mesure de 10 secondes). Le cercle rouge correspond aux concentrations d'ozone probablement faussées par la présence de composés organiques volatils d'origine biogénique.	105
Fig. 5.16	Concentrations d'ozone au col de la Lombarde et dans la vallée de la Tinée le 10 août 2006.	109
Fig. 5.17	Mesures itinérantes d'ozone dans la vallée de la Tinée le 10 août 2006 entre 15h12 et 16h31 (heure locale) avec un pas de mesure d'une minute.	110
Fig. 5.18	Mesures itinérantes d'ozone du littoral au col de Turini en suivant la vallée de la Vésubie puis celle du Paillon le 29 juin 2008 entre 15h et 18h (heure locale) avec un pas de mesure de 10 secondes.	111
Fig. 5.19	Mesures itinérantes d'ozone du littoral à l'Adréchas en suivant la vallée de la Vésubie puis celle de la Tinée le 29 août 2008 entre 15h et 18h (heure locale) avec un pas de mesure de 10 secondes.	113
Fig. 5.20	Mesures des concentrations moyenne d'ozone sur une minute à Isola 2000 le 29 août 2008.	113
Fig. 5.21	Mesures itinérantes d'ozone le 27 avril 2008 entre 15h15 et 16h20 (heure locale) de Nice est au fort de la Revère (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.	114
Fig. 5.22	Mesures itinérantes d'ozone le 3 mai 2008 entre 15h40 et 17h15 (heure locale) de Nice est au Mont Agel (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.	115
Fig. 5.23	Distribution des concentrations d'ozone en fonction de l'altitude pendant l'aller retour entre Eze-village et le Mont Agel le 3 mai 2008.	116
Fig. 5.24	Mesures itinérantes d'ozone le 4 mai 2008 entre 15h et 17h (heure locale) de Nice est au Mont Agel puis à Peille et dans la vallée du Paillon avec un pas de mesure de 10 secondes.	117
Fig. 5.25	Mesures itinérantes d'ozone le 21 juin 2008 entre 15h45 et 17h40 (heure locale) de Nice ouest à Coursegoules (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.	119
Fig. 5.26	Mesures itinérantes d'ozone le 24 juin 2008 entre 16h25 et 19h (heure locale) de Cagnes/mer à Coursegoules (aller-retour) puis au Mont Boron avec un pas de mesure de 10 secondes.	120
Fig. 5.27	Moyennes des concentrations d'ozone sur une minute à Vence le 26 juin 2008.	121
Fig. 5.28	Mesures itinérantes d'ozone le 26 juin 2008 entre 15h45 et 18h05 (heure locale) de Nice ouest à Coursegoules, Carros puis à la promenade des Anglais avec un pas de mesure de 10 secondes.	122
Fig. 5.29	Mesures itinérantes d'ozone le 30 août 2008 entre 15h et 18h (heure locale) de Nice vers Ascros, puis dans la vallée de l'Estéron avant de rejoindre la première partie du parcours avec un pas de mesure de 10 secondes.	123
Fig. 5.30	Mesures d'ozone en mer le 28 juillet 2007 entre 15h45 et 16h05 à Nice ouest avec un pas de mesure de 10 secondes.	125
Fig. 5.31	Observation visuelle de la pollution de l'air : à gauche photo (Grégory Martin) du Mont Agel et de la mer le 23 juin 2008 depuis Antibes (vue vers l'est) ; à droite photo prise depuis le col de Vence le 21 juin 2008 (vue vers le sud-est).	125

CHAPITRE VI

Fig. 6.1	Températures minimales (en bleu), moyennes (en noir) et maximales (en rouge) d'avril à septembre 2007 dans la station de Nice aéroport en degrés Celsius. Les traits en pointillés indiquent les températures normales pour la période 1971-2000 (source : Météo France).	129
Fig. 6.2	Localisation de la bouée Côte d'Azur de Météo France (à gauche) et localisation des stations météorologiques de Nice aéroport, de Saint-Jean-Cap-Ferrat de du Mont-Chauve (fonds de carte Google Earth).	130
Fig. 6.3	Roses des vents de la bouée Côte d'Azur de Météo France d'avril à septembre 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.	131

Fig. 6.4	Installation de la station météorologique et de l'analyseur d'ozone (présentée ici sans sa tête de prélèvement d'air) au sommet du mont Chauve (vue vers le sud-est, photo P. Carrega).	132
Fig. 6.5	Roses des vents de la station météorologique du mont Chauve de juillet à septembre 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.	133
Fig. 6.6	Profil journalier des concentrations moyennes d'ozone sur 5 minutes, et écart-types associés, au sommet du mont Chauve du 9 juillet au 30 septembre 2007.	134
Fig. 6.7	Rythme hebdomadaire des concentrations d'ozone au sommet du mont Chauve de juillet à septembre 2007.	134
Fig. 6.8	Moyennes horaires d'ozone à Nice Botanique pendant les saisons photochimiques de 1998 à 2005.	135
Fig. 6.9	Mesures itinérantes d'ozone dans Nice le 21 septembre 2006 (à gauche), mode de transport et dispositif de mesure (à droite).	136
Fig. 6.10	Parcours emprunté pour les 85 campagnes de mesures d'avril à septembre 2007. Exemple du 22 avril 2007.	137
Fig. 6.11	Parcours de mesures et analyseurs fixes permettant de déterminer la stabilité temporelle de l'ozone	138
Fig. 6.12	Moyennes et écart-types des concentrations d'ozone enregistrées au cours des 70 jours de mesures itinérantes à Nice d'avril à septembre 2007.	139
Fig. 6.13	Configuration spatiale moyenne de la pollution par l'ozone à Nice au cours des mesures itinérantes d'avril à septembre 2007 (l'échelle des couleurs n'est pas conventionnelle afin de mettre en valeur les disparités spatiales).	140
Fig. 6.14	Configurations spatiales moyennes mensuelles des concentrations d'ozone d'avril à septembre (de gauche à droite et de haut en bas) 2007.	141
Fig. 6.15	Zones retenues pour établir l'intensité des relations entre l'ozone et la vitesse du vent.	142
Fig. 6.16	Concentrations d'ozone moyennes par espace et par classe de vitesses de vent à 9h, 12h et 15h TU à la bouée Côte d'Azur d'avril à septembre 2007 et au mont Chauve de juillet à septembre 2007.	145
Fig. 6.17	Ecart moyen entre les concentrations d'ozone entre le littoral et les espaces intérieurs et par classe de vitesses de vent à 9h, 12h et 15h TU à la bouée Côte d'Azur d'avril à septembre 2007 et au mont Chauve de juillet à septembre 2007.	146
Fig. 6.18	Représentation graphique des valeurs propres et de la variabilité cumulée des CP de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice en 2007.	147
Fig. 6.19	Projections des variables sur F1 et F2 de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice en 2007. Un facteur taille concerne F1 avec lequel toutes les variables (les jours de mesure) sont corrélés positivement. Les jours bien corrélés avec F2 sont entourés en rouge et en bleu.	148
Fig. 6.20	Cartographie des scores des observations sur la 2 ^{ème} CP de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice en 2007 (en rouge scores nettement positifs et en bleu scores nettement négatifs).	149
Fig. 6.21	Cartographies des concentrations d'ozone mesurées le 20 mai (à gauche) et le 23 mai 2007 (à droite).	149
Fig. 6.22	Projections des variables sur F3 et F4 de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice en 2007. Les jours bien corrélés avec F3 sont entourés en rouge, ceux bien corrélés avec F4 sont indiqués par le cercle bleu.	151
Fig. 6.23	Cartographie des scores des observations sur la 3 ^{ème} CP de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice en 2007 (en rouge scores nettement positifs et en bleu scores nettement négatifs).	151
Fig. 6.24	Cartographies des concentrations d'ozone mesurées le 19 mai (à gauche) et le 9 septembre 2007 (à droite).	152
Fig. 6.25	Cartographie des scores des observations sur la 4 ^{ème} CP de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice en 2007 (en rouge scores nettement positifs et en bleu scores nettement négatifs).	153

Fig. 6.26	Cartographies des concentrations d'ozone mesurées le 26 août (à gauche) et le 14 septembre 2007 (à droite).	153
-----------	---	-----

CHAPITRE VII

Fig. 7.1	Equations non-hydrostatiques du modèle RAMS (signification des symboles en annexe VII.a).	158
Fig. 7.2	Exemple de représentation de niveaux sigma en topographie complexe (source : Eumetcal).	160
Fig. 7.3	Topographie filtrée par le modèle RAMS du domaine d'étude.	161
Fig. 7.4	Simulation de l'humidité relative en surface à 9h TU le 21 mai 2007 sur l'ensemble du domaine d'étude à gauche et sur la zone de mesure des concentrations d'ozone à droite (60 % d'humidité relative en vert, 75 % en bleu et 90 % en violet).	163
Fig. 7.5	Dendrogramme de la CAH effectuée sur les 64 composantes principales synthétisant l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente et la vitesse du vent en surface à 15h TU, et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU durant 63 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	166
Fig. 7.6	Configurations spatiales moyennes des concentrations d'ozone associées aux classes de types de temps (de K1 en haut à gauche à K6 en bas à droite) issues des modélisations météorologiques de RAMS au cours de 63 journées d'avril à septembre 2007.	166
Fig. 7.7	Dendrogramme de la CAH effectuée sur les 93 composantes principales synthétisant l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente et la vitesse du vent en surface à 15h TU, et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	167
Fig. 7.8	Configurations spatiales moyennes des concentrations d'ozone associées aux classes de types de temps (de L1 en haut à gauche à L5 en bas à droite) issues des modélisations météorologiques de RAMS au cours de 55 journées d'avril à septembre 2007.	168
Fig. 7.9	Classe K1 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 63 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	169
Fig. 7.10	Classe K5 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 63 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	170
Fig. 7.11	Classe K6 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 63 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	170
Fig. 7.12	Classe L5 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	172
Fig. 7.13	Classe L2 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	172
Fig. 7.14	Classe L1 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	173

Fig. 7.15	Classe L3 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	173
Fig. 7.16	Classe L4 issue de la CAH sur la vitesse du vent, l'humidité relative, l'énergie cinétique turbulente à 15h TU et la hauteur de la couche limite atmosphérique à 9h et à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS durant 55 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	174
Fig. 7.17	Configurations moyennes du geopotentiel 500 hPa associées aux classes de types de temps établies à partir de l'humidité relative, de la vitesse du vent, de l'énergie cinétique turbulente en surface à 15h TU et des hauteurs de couche limite atmosphérique à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes.	176
Fig. 7.18	Configurations du geopotentiel 500 hPa associées aux 1 ^{er} juin (K1 à gauche) et au 26 août 2007 (L5 à droite).	177
Fig. 7.19	Grille en sortie de RAMS (à gauche) et M.N.T. centré sur l'itinéraire de mesures (à droite) de 500 m et de 20 m de résolutions respectives.	178
Fig. 7.20	Fréquence en pourcentage du nombre de jours par classe de coefficients de corrélation (r) quantifiant les relations entre la variabilité spatiale de l'ozone et la variabilité spatiale de cinq variables potentiellement explicatives (humidité relative HR, hauteur de la couche limite PBLH, énergie cinétique turbulente TKE, vitesse du vent V et altitude de la topographie Topo).	179
Fig. 7.21	Aspects moyens de la vitesse du vent, de l'humidité relative, de l'énergie cinétique turbulente et de la hauteur de la couche limite atmosphérique à 15h TU (de gauche à droite et de haut en bas) simulées par RAMS, et configuration moyenne de l'ozone, durant 63 jours d'avril à septembre 2007 dans le sud des Alpes-Maritimes.	180
Fig. 7.22	Configurations spatiales de la vitesse du vent, de l'humidité relative, de l'énergie cinétique turbulente et de la hauteur de la couche limite à 15h TU (de gauche à droite) et de l'ozone le 20 mai 2007 (en haut) et le 30 juillet 2007 (en bas).	183
Fig. 7.23	Schéma descriptif du système AIRES (source : www.aires-mediterranee.org).	185
Fig. 7.24	Les 3 domaines imbriqués de modélisation de l'ozone en PACA (source : www.aires-mediterranee.org).	186
Fig. 7.25	Superposition des concentrations d'ozone modélisées par maille de la plateforme AIRES avec les points de mesures d'ozone dans la commune de Nice les moins influencés par les polluants primaires ; chaque nœuds de grille recoupant le parcours de mesures est dénommé par un chiffre.	187
Fig. 7.26	Comparaison des concentrations d'ozone moyennes simulées par la plateforme AIRES pour J-1, J, J+1 et J+2 avec les concentrations d'ozone mesurées à Nice durant 63 jours d'avril à septembre 2007 et par nœud de grille.	189
Fig. 7.27	Résidus entre les concentrations d'ozone modélisées pour le jour J par la plateforme AIRES et les concentrations d'ozone mesurées à Nice au cours de 63 jours d'avril à septembre 2007 pour les mailles 4, 5 et 6 localisées sur les collines périurbaines à l'ouest et au nord de la ville.	190
Fig. 7.28	Comparaison des prévisions déterministes du maximum horaire d'ozone dans les Alpes-Maritimes avec les mesures itinérantes effectuées le même jour à méso-échelle ; de gauche à droite et de haut en bas sont exposés le 10 août 2006, le 26 juin 2008, le 29 juin 2008, le 29 août 2008 et le 30 août 2008.	192
Fig. 7.29	Comparaison de la prévision des concentrations d'ozone du jour J le 26 juin 2008 (à gauche) avec les concentrations d'ozone simulées le 27 juin 2008 pour la veille et corrigées par les données du réseau de mesures d'AtmoPACA (à droite).	193

CHAPITRE VIII

Fig. 8.1	Zone urbanisée littorale des Alpes-Maritimes qui concentre près de 80 % de la population.	196
----------	---	-----

Fig. 8.2	Répartition en pourcentage des émissions de polluants primaires par département de la région PACA (source : Airmaraix 2005).	197
Fig. 8.3	Emissions annuelles de CO, de NO _x et de COVNM en tonnes dans la zone urbanisée et dans le reste des Alpes-Maritimes en 1999 (source : Airmaraix, 2005).	197
Fig. 8.4	Localisation de Monaco par rapport aux stations de mesures d'ozone d'AtmoPACA (à gauche) et site de mesure de l'ozone et des variables météorologiques sur le territoire monégasque (à droite).	199
Fig. 8.5	Evolution des moyennes annuelles de NO ₂ dans l'ensemble des sites de mesures à Monaco entre 1992 et 2006 (source : département de l'équipement, de l'environnement et de l'urbanisme de Monaco).	199
Fig. 8.6	Maximums horaires journaliers moyens d'ozone pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004 dans les stations des Alpes-Maritimes du réseau d'AtmoPACA et dans les deux sites de mesures de Monaco.	200
Fig. 8.7	Profils diurnes des concentrations d'ozone des deux sites de mesures à Monaco d'avril à septembre 2007.	201
Fig. 8.8	Comportement des concentrations moyennes d'ozone dans l'ensemble des points de mesures fixes ou mobiles des Alpes-Maritimes et dans les deux sites monégasques par niveaux de pollution sur la Promenade des Anglais.	202
Fig. 8.9	Roses des vents de la station météorologique du Musée océanographique de Monaco d'avril à septembre 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.	203
Fig. 8.10	Roses de pollution des sites de Fontvieille et du quai Antoine 1 ^{er} pour des concentrations horaires maximales journalières d'ozone supérieures à 120, 130 puis 140 µg/m ³ de haut en bas.	204
Fig. 8.11	Configurations moyennes mensuelles du geopotentiel 500 hPa sur l'Europe en avril, mai et juin 2008 (réanalyses du NCEP).	206
Fig. 8.12	Configuration quotidienne du geopotentiel 500 hPa à 0h TU du 17 au 30 juin 2008 (de gauche à droite et de haut en bas).	207
Fig. 8.13	Evolution des concentrations horaires d'ozone du 17 au 30 juin 2008 à Nice Botanique (source : AtmoPACA).	208
Fig. 8.14	Evolution des concentrations horaires de monoxyde d'azote du 17 au 30 juin 2008 à Nice Botanique (source : AtmoPACA).	208
Fig. 8.15	Evolution des concentrations moyennes horaires maximales pour 3 épisodes de pollution d'ozone dans les neuf sites de mesures des Alpes-Maritimes du jour J-1 au jour J+5 (à gauche), et comportement moyen de l'ozone dans l'ensemble du réseau en fonction du nombre d'épisodes retenus (à droite).	210
Fig. 8.16	Configuration spatiale moyenne de l'ozone à Nice au cours des jours J à J+5 des trois épisodes de pollution les plus longs d'avril à septembre 2007.	210
Fig. 8.17	Concentrations d'ozone par quart d'heure à Nice Botanique le 18 avril 2007.	212
Fig. 8.18	Concentrations horaires d'ozone à Nice Botanique (à gauche) et à Nice-aéroport (à droite) le 1 ^{er} août 2006.	212

TABLEAUX

Tableau	Titre	page
---------	-------	------

CHAPITRE II

Tab. 2.1	Durée moyenne et intervalle horaire de stabilité des concentrations d'ozone dans neuf stations des Alpes-Maritimes pendant les saisons photochimiques de 2001 à 2004.	48
Tab. 2.2	Coefficients de corrélations entre les moyennes horaires des neuf analyseurs d'ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.	55
Tab. 2.3	Coefficients de corrélations entre les moyennes horaires de 7 à 22h des neuf analyseurs d'ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.	55
Tab. 2.4	Coefficients de corrélations entre les moyennes horaires de 23 à 6h des neuf analyseurs d'ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.	56
Tab. 2.5	Coefficients de corrélations entre les maximums horaires des neuf analyseurs d'ozone sélectionnés pour les saisons photochimiques de 2001 à 2004.	56

CHAPITRE IV

Tab. 4.1	Coefficients de corrélation entre les quatre variables du NCEP retenues et les maximums horaires journaliers d'ozone dans les Alpes-Maritimes entre 2002 et 2004 pour deux points de grille (45° de latitude nord en blanc et 42,5° de latitude nord en grisé).	73
Tab. 4.2	Effectif en jours par classe d'ozone de niveau croissant pour JJA et AMS de 2002 à 2004.	77
Tab. 4.3	Nombre de composantes principales retenues et variance associée pour chaque variable météorologique.	78
Tab. 4.4	Effectif en nombre de jours par type de circulation et pour des niveaux d'ozone associés pour JJA et AMS de 2002 à 2004.	83
Tab. 4.5	Comparaison des effectifs par paire de classes pour JJA de 2002 à 2004.	86

CHAPITRE V

Tab. 5.1	Conditions météorologiques du 1 ^{er} août 2006 à Nice aéroport en heures TU.	97
----------	---	----

CHAPITRE VI

Tab. 6.1	Nombre de campagnes de mesures exploitables par mois d'avril à septembre 2007.	138
Tab. 6.2	Synthèse des coefficients de corrélation entre les concentrations d'ozone récoltées durant les mesures itinérantes par espace et les variables météorologiques par station à 9h, 12h et 15h TU d'avril à septembre 2007 pour la bouée Côte d'Azur et de juillet à septembre 2007 pour le mont Chauve.	143
Tab. 6.3	Disparités spatiales moyennes et leurs écart-types en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ associés entre la promenade des anglais et les espaces intérieurs. La différence avec le mont Chauve est calculée avec les concentrations moyennes d'ozone de 15h TU.	144
Tab. 6.4	Synthèse des coefficients de corrélation entre les disparités spatiales d'ozone constatées lors des mesures itinérantes et la vitesse du vent à 9h, 12h et 15h TU à la bouée Côte d'Azur d'avril à septembre 2007 et au mont Chauve de juillet à septembre 2007.	144
Tab. 6.5	Concentrations moyennes d'ozone en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les espaces traversés et dans les stations d'AtmoPaca (moyennes horaires maximales) les plus proches durant les 70	146

	jours de mesures itinérantes.	
Tab. 6.6	Valeurs propres et variabilités associées aux quatorze premières CP de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice en 2007.	147

CHAPITRE VII

Tab. 7.1	Coefficients de corrélation entre les températures (°C), les vitesses de vent (m/s) et les taux d'humidité relative (%) simulés et mesurés durant 74 jours d'avril à septembre 2007 à Nice-aéroport, Nice-Saint-Roman, Tourrettes/Loup, Berre-les-Alpes et Saint-Jean-Cap-Ferrat.	162
Tab. 7.2	Différence moyennes en valeur absolue entre les températures (°C), les vitesses de vent (m/s) et les taux d'humidité relative (%) simulés et mesurés durant 74 jours d'avril à septembre 2007 à Nice-aéroport, Nice-Saint-Roman, Tourrettes/Loup, Berre-les-Alpes et Saint-Jean-Cap-Ferrat.	162
Tab. 7.3	Différences moyennes entre les températures (°C), les vitesses de vent (m/s) et les taux d'humidité relative (%) simulés et mesurés durant 74 jours d'avril à septembre 2007 à Nice-aéroport, Nice-Saint-Roman, Tourrettes/Loup, Berre-les-Alpes et Saint-Jean-Cap-Ferrat.	162
Tab. 7.4	Coefficients de corrélation entre les moyennes d'ozone des espaces littoraux et intérieurs du parcours de mesures sur Nice, et l'humidité relative (HR), l'énergie cinétique turbulente (TKE), la vitesse du vent (Vit vent) en surface à 15h TU et les hauteurs de la couche limite atmosphérique (PBLH) à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes au cours de 63 jours d'avril à septembre 2007.	164
Tab. 7.5	Effectif en nombre de jours des classes de types de temps issues des simulations numériques de RAMS au cours de 63 journées d'avril à septembre 2007.	165
Tab. 7.6	Effectif en nombre de jours des classes de types de temps issues des simulations numériques de RAMS au cours de 55 journées d'avril à septembre 2007.	167
Tan. 7.7	Corrélations spatiales entre l'aspect moyen des variables météorologiques, l'altitude et les concentrations d'ozone moyennes enregistrées dans la commune de Nice et ses environs établies sur 63 jours d'avril à septembre 2007.	181
Tab. 7.8	Corrélations spatiales entre l'aspect moyen des variables météorologiques, l'altitude et les concentrations d'ozone moyennes enregistrées dans les espaces littoraux et intérieurs du parcours de mesures sur 63 jours d'avril à septembre 2007.	182
Tab. 7.9	Corrélations spatiales entre la répartition des concentrations d'ozone, la variabilité des conditions météorologiques et l'altitude au cours de cinq journées d'avril à septembre 2007 dans les espaces littoraux et intérieurs.	182
Tab. 7.10	Coefficients de corrélation entre les concentrations d'ozone simulées par la plateforme AIRES et les concentrations d'ozone mesurées dans Nice et sa périphérie au cours de 63 jours d'avril à septembre 2007 et par nœud de grille.	188

CHAPITRE VIII

Tab. 8.1	Concentrations horaires maximales moyennes d'ozone en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les deux stations de Monaco, dans les stations d'AtmoPaca et dans les espaces-référence du parcours de mesures à Nice durant les 70 jours de mesures itinérantes (moyennes plus ponctuelles dans le temps).	201
Tab. 8.2	Dates et durée des épisodes de pollution par l'ozone d'avril à septembre 2007 dans les Alpes-Maritimes.	209
Tab. 8.3	Appartenance des jours pollués aux classes de type de temps issus de la classification des simulations météorologiques d'avril à septembre 2007 calculées par RAMS (cf. VII.1.3.1). De L2 à L4 les configurations météorologiques évoluent favorablement à une hausse des concentrations d'ozone.	211

ANNEXES

II.a Photographies des stations d’ozone de Cagnes, Cannes, Nice Las Planas, Nice Brancolar, Contes et Nice Eucalyptus de gauche à droite et de haut en bas.

II.b Ajustement à la loi de Gauss des concentrations d’ozone et de dioxyde d’azote d’AtmoPACA.

II.c Ecart-types des profils journaliers d’ozone et de dioxyde d’azote dans les stations du réseau d’AtmoPACA des Alpes-Maritimes.

II.d Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Nice Eucalyptus et à Nice Las Planas

II.e Moyennes horaires quotidiennes des concentrations d’ozone et de dioxyde d’azote à Cannes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.

II.f Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone et de dioxyde d’azote à Antibes et à Cagnes.

II.g Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone et de dioxyde d’azote à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.

II.h Moyennes horaires mensuelles des concentrations d’ozone à Nice Brancolar au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2003.

II.i Moyennes horaires quotidiennes des concentrations de dioxyde d’azote à Nice Las Planas et à Antibes.

II.j Moyennes horaires quotidiennes des concentrations d’ozone à l’Adréchas et au Cians au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.

III.a Evolution des maximums horaires journaliers de dioxyde d’azote à Nice Pello de septembre 2001 à mars 2008.

III.b Ecart-types des concentrations d’ozone à l’Adréchas au cours des mois solaires et des mois légaux d’octobre à mars de 2000 à 2007.

III.c Ecart-types des concentrations d’ozone définissant le niveau de fond à l’Adréchas entre 1999 et 2008.

IV.a Configurations moyennes de l’humidité relative en surface, de la vitesse du vent en surface et de la vorticité relative à 700 hPa associées aux classes d’ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d’ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes –Maritimes en JJA de 2002 à 2004.

IV.b Configurations moyennes du géopotentiel 500 hPa associées aux classes d’ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d’ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes –Maritimes en AMS de 2002 à 2004.

IV.c Photographies dans l’arrière-pays des Alpes-Maritimes issues des webcams de Saint-Martin-Vésubie (à gauche) et de Calern (à droite) le 4 septembre 2006 en matinée.

V.a Configurations du géopotentiel 500 hPa le 31 juillet et le 1^{er} août 2006 issues des réanalyses du NCEP.

V.b Configuration du géopotentiel 500 hPa le 10 août 2006 issue des réanalyses du NCEP.

V.c Profil journalier d’ozone à l’Adréchas et à Nice aéroport le 10 août 2006 (source : AtmoPACA).

V.d Configuration du géopotentiel 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport le 29 juin 2008.

V.e Profils journaliers des concentrations d’ozone mesurées à Nice botanique et à Contes le 29 juin 2008 (source : AtmoPACA).

V.f Configurations du geopotentiel 500 hPa du 26 au 29 août 2008 issues des réanalyses du NCEP.

V.g Profil journalier des concentrations d’ozone mesurées au Cians le 29 août 2008 (source : AtmoPACA).

V.h Mesures itinérantes d’ozone le 26 avril 2008 entre 15h15 et 16h20 (heure locale) de Nice est au fort de la Revère (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.

V.i Configurations du geopotentiel 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport les 26 et 27 avril 2008.

V.j Configurations du geopotentiel 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport les 3 et 4 mai 2008.

V.k Profils journaliers des concentrations d’ozone mesurées à Nice botanique et à Contes les 3 et 4 mai 2008 (source : AtmoPACA).

V.l Configurations du geopotentiel 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport le 21 juin 2008.

V.m Profils journaliers des concentrations d’ozone mesurées à Cagnes, Nice botanique et Nice aéroport le 21 juin 2008 (source : AtmoPACA).

V.n Configurations du geopotentiel 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport le 24 juin 2008.

V.o Profils journaliers des concentrations d’ozone mesurées à Cagnes, Nice botanique et Nice aéroport le 24 juin 2008 (source : AtmoPACA).

V.p Configurations du geopotentiel 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport le 26 juin 2008.

V.q Profils journaliers des concentrations d’ozone mesurées à Cagnes, Nice botanique et Nice aéroport le 26 juin 2008 (source : AtmoPACA).

V.r Profil journalier des concentrations d’ozone mesurées à Nice botanique le 30 août 2008 (source : AtmoPACA).

V.s Profils journaliers des concentrations d’ozone mesurées à Cagnes, Nice botanique et Nice aéroport le 28 juillet 2007 (source : AtmoPACA).

VI.a Bulletin climatologique mensuel des Alpes-Maritimes d’avril à septembre 2007 (source : Météo-France).

VI.b Roses des vents de la bouée Côte d’Azur de Météo France d’avril et de juin 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

VI.c Profil journalier des concentrations moyennes d’ozone sur 5 minutes au sommet du mont Chauve en juillet, août et septembre 2007.

VI.d Campagnes de mesures itinérantes d’ozone en milieu urbain et périurbain à Nice en septembre 2006 préparant les mesures terrain de la saison photochimique 2007.

VI.e Types d'espace établis sur l'exposition moyenne à l'ozone ; en rouge zones les plus affectées et en violet zones les moins concernées par l'ozone.

VI.f Configurations spatiales de l'ozone le 16 juin (à gauche) et le 30 juillet (à droite) 2007 à Nice.

VII.a Signification des symboles utilisés dans les équations non hydrostatiques du modèle RAMS.

VII.b Configurations moyennes des vitesses de vent en surface, de l'humidité relative en surface et de la vorticité relative à 700 hPa (réanalyses NCEP) associées aux classes de types de temps établies à partir de l'humidité relative, de la vitesse du vent, de l'énergie cinétique turbulente en surface à 15h TU et des hauteurs de couche limite atmosphérique à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes.

VII.c Configuration spatiale de l'ozone à Nice le 29 juillet 2007.

VII.d Prévisions par MM5 du vent les 28 et 29 mai 2007 dans les Alpes-Maritimes et observations des valeurs relevées à l'aéroport de Nice les mêmes jours.

VII.e Prévisions par MM5 de l'épaisseur optique le 12 juin 2007 dans les Alpes-Maritimes et observations des valeurs de nébulosité relevées à l'aéroport de Nice le même jour.

VII.f Prévisions par MM5 de l'épaisseur optique le 20 mai 2007 dans les Alpes-Maritimes et observations des valeurs de nébulosité relevées à l'aéroport de Nice le même jour.

VIII.a Zones de rapportage européen jugées cohérentes par rapport à la problématique de la qualité de l'air par la Communauté Européenne.

VIII.b Nombre de jours pour lesquels la concentration horaire maximale d'ozone dépasse 120, 130 ou 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Antoine 1^{er} ou à Fontvieille.

VIII.c Bulletin climatologique mensuel des Alpes-Maritimes d'avril à juin 2008 (source : Météo-France).

VIII.d Comportements du monoxyde d'azote à Cagnes et de l'ozone au Cians et à Contes du 17 juin au 30 juin 2008.

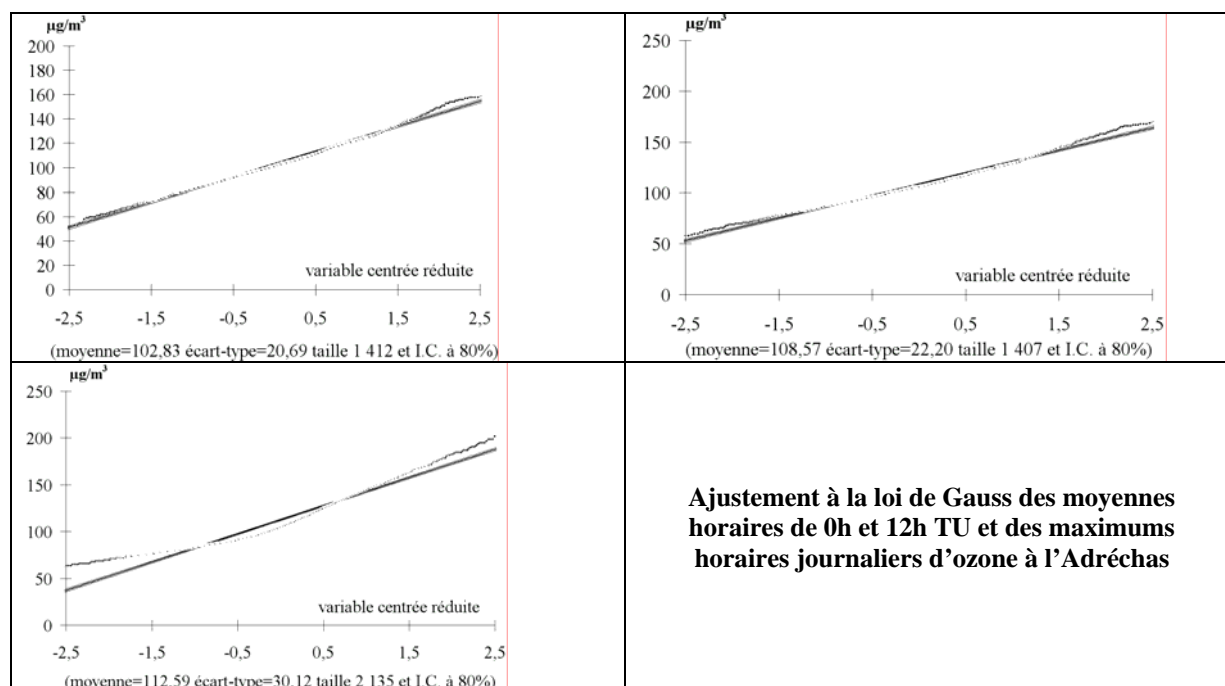
VIII.e Conditions météorologiques   Nice aéroport le 18 avril 2007.

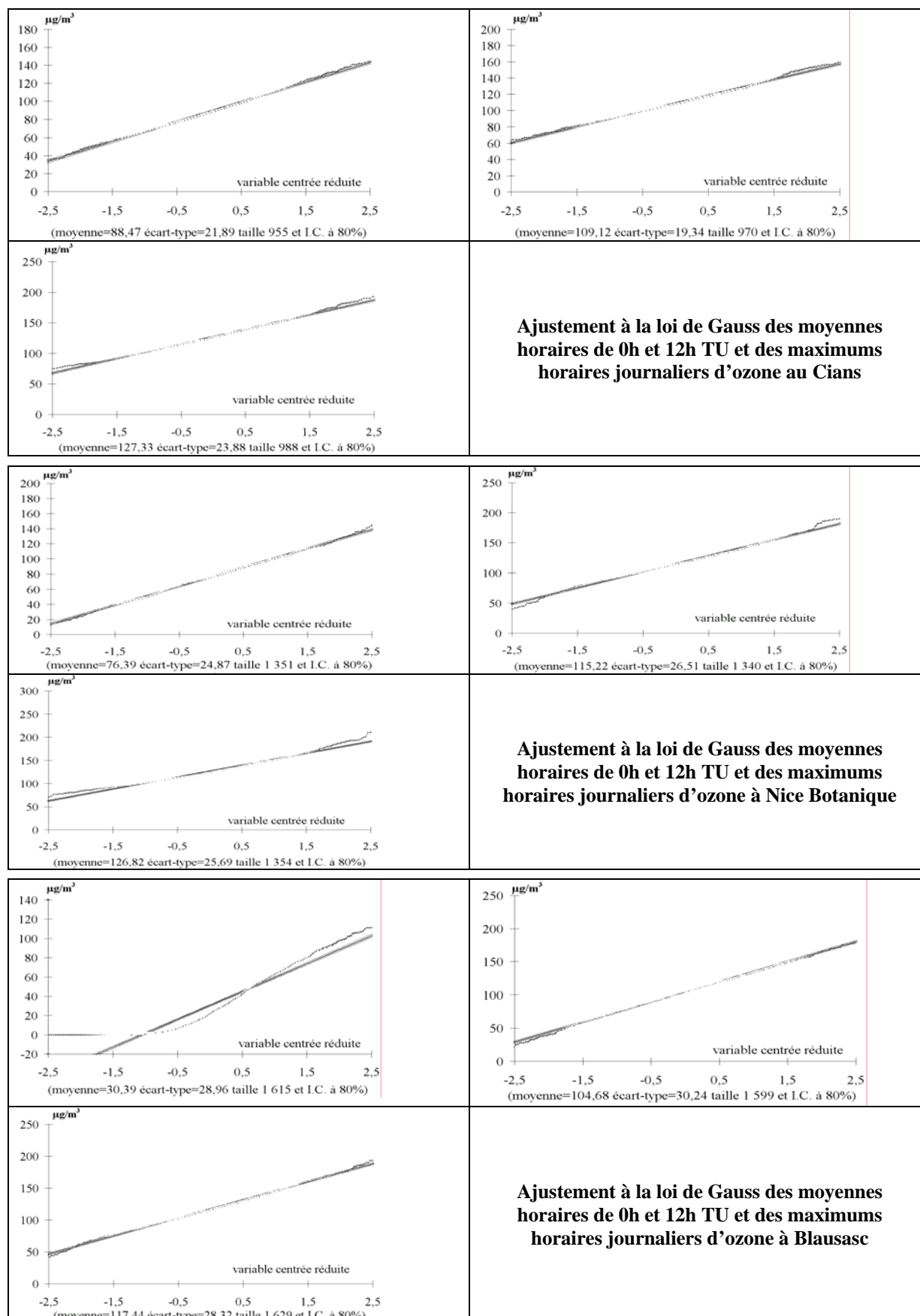
II.a

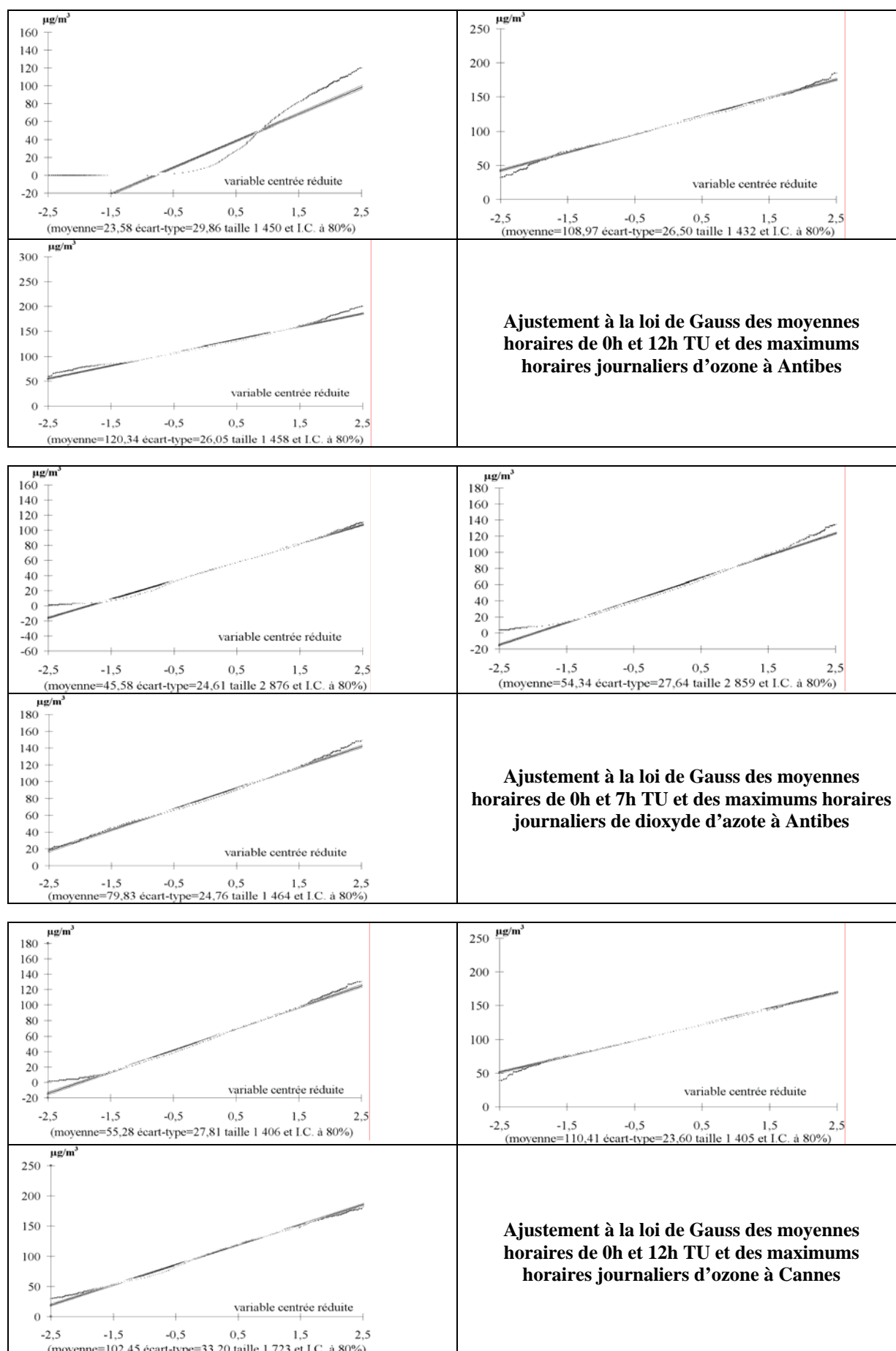


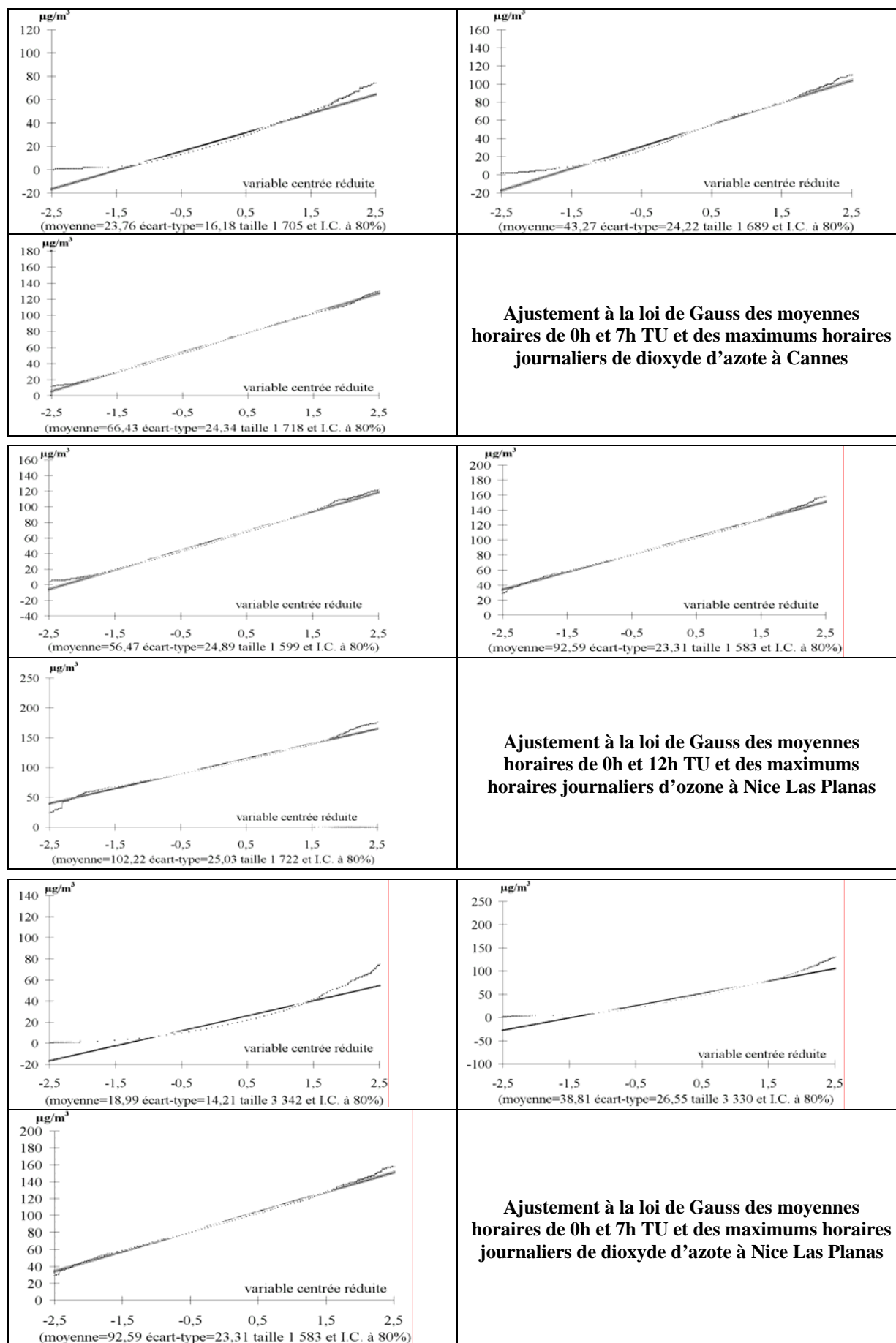
Photographies des stations d'ozone de Cagnes, Cannes, Nice Las Planas, Nice Brancolar, Contes et Nice Eucalyptus de gauche à droite et de haut en bas.

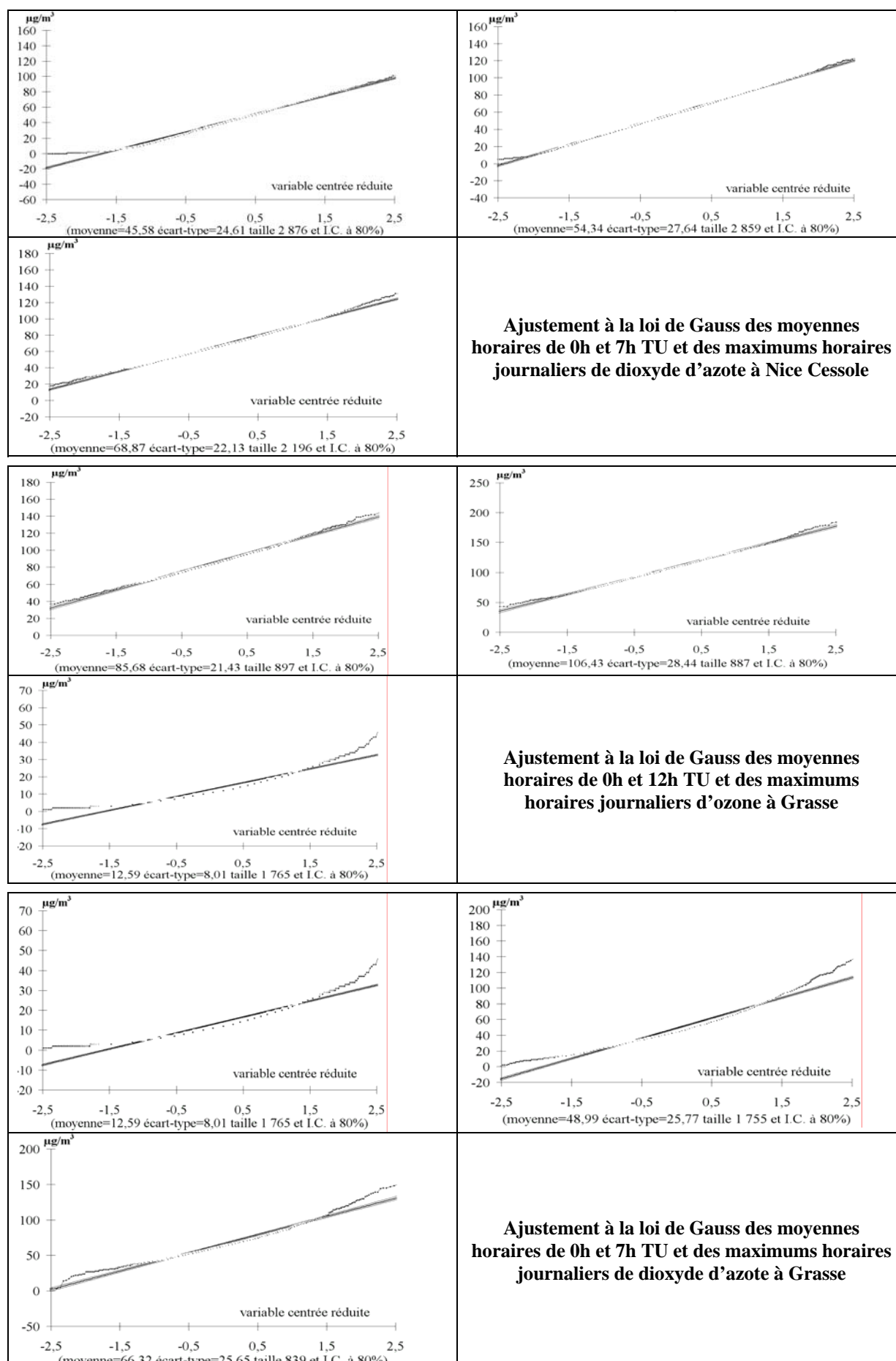
II.b



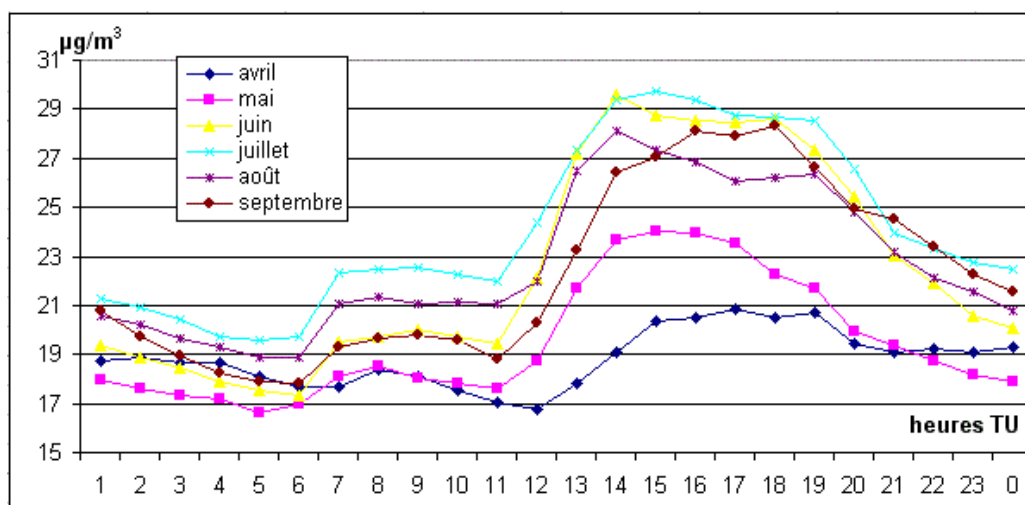




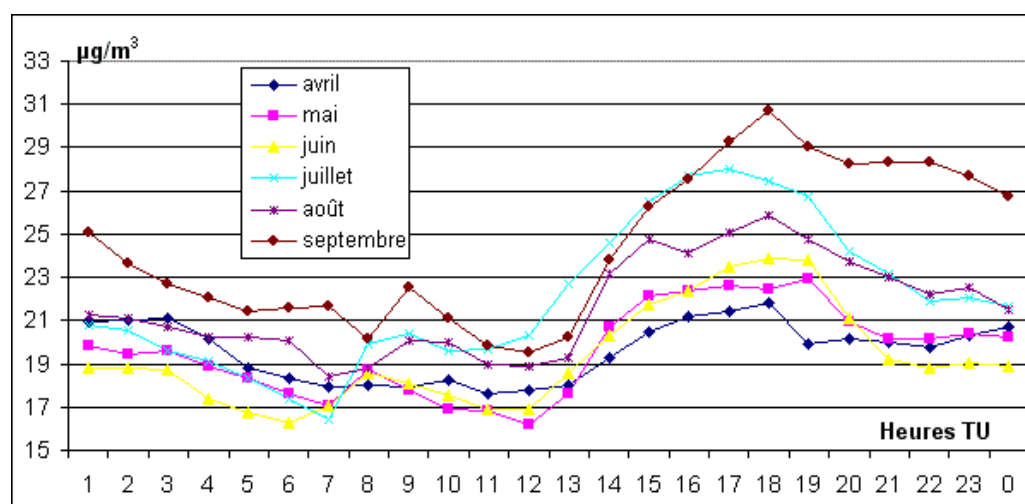




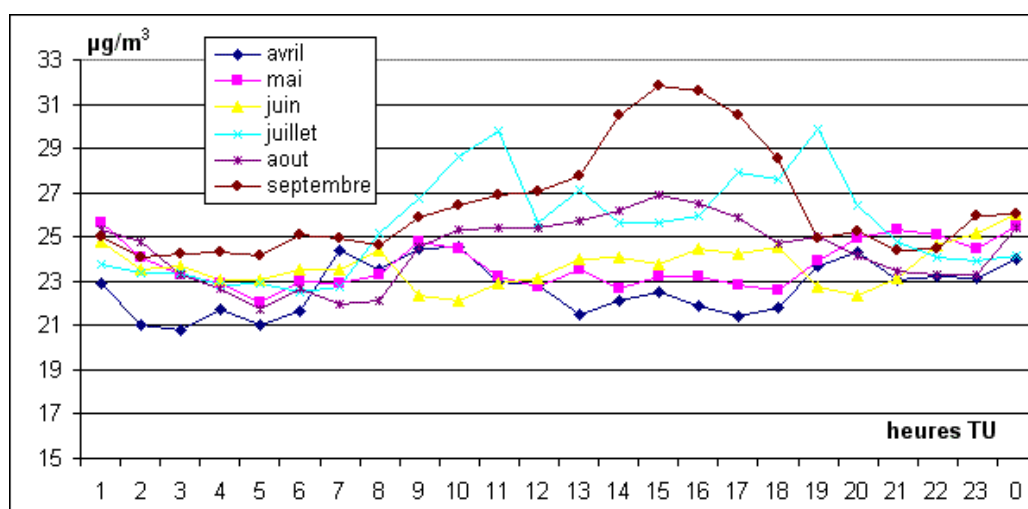
II.c



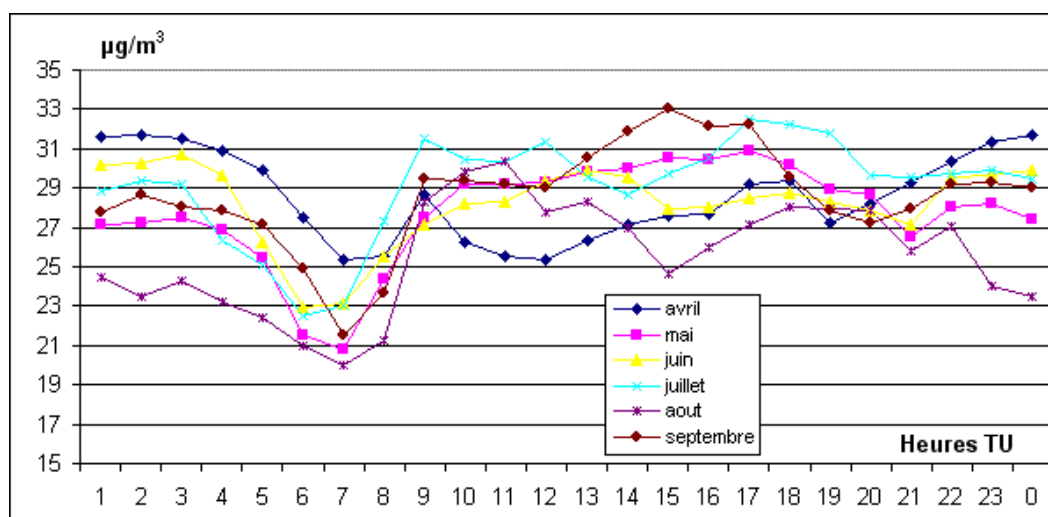
Écart-types des concentrations horaires d'ozone à l'Adréchas au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.



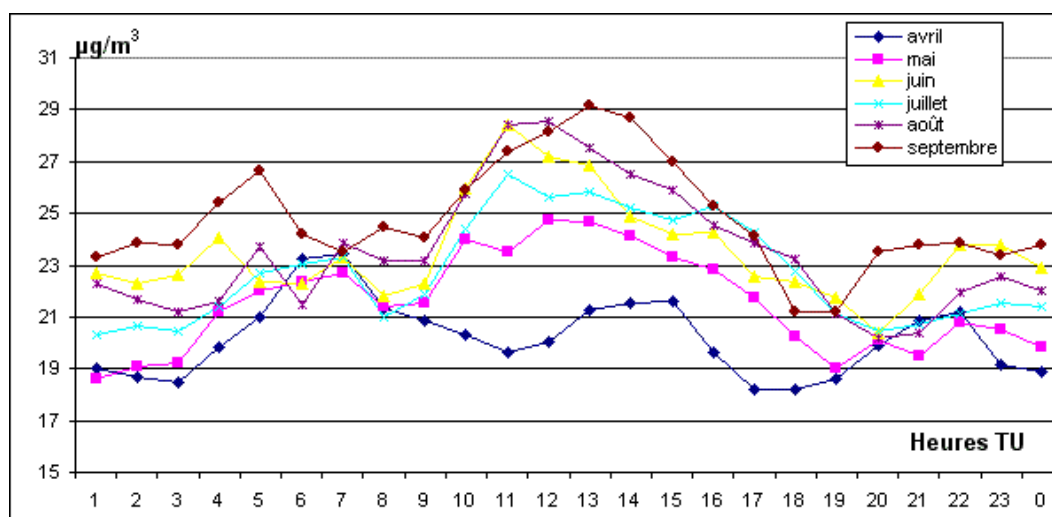
Écart-types des concentrations horaires d'ozone au Cians au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.



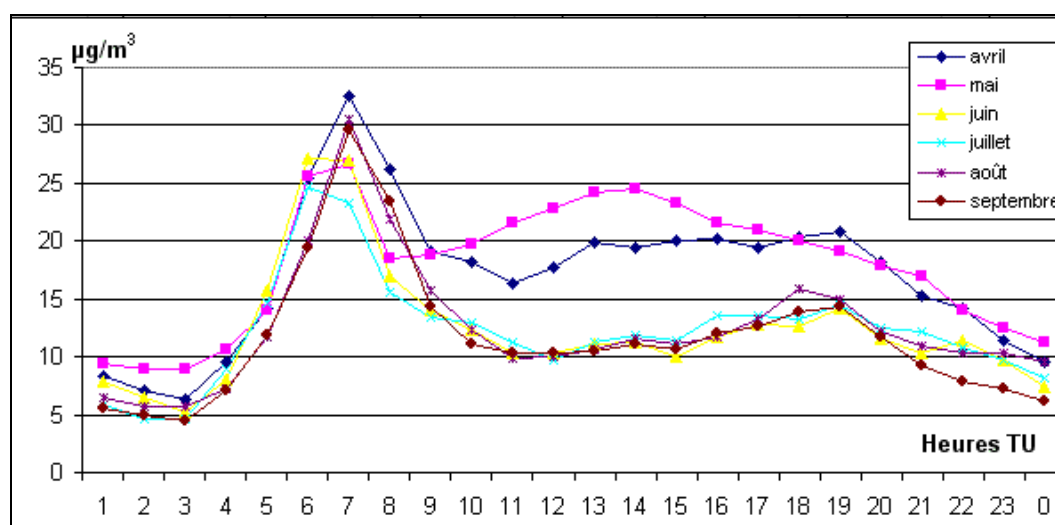
Écart-types des concentrations horaires d'ozone à Nice Botanique au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.



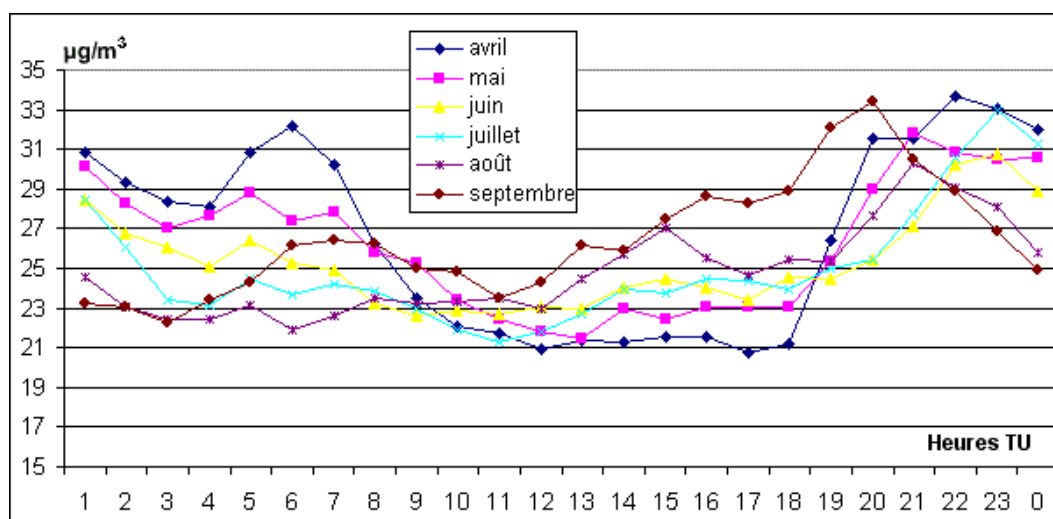
Écart-types des concentrations horaires d'ozone à Blausasc au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2004.



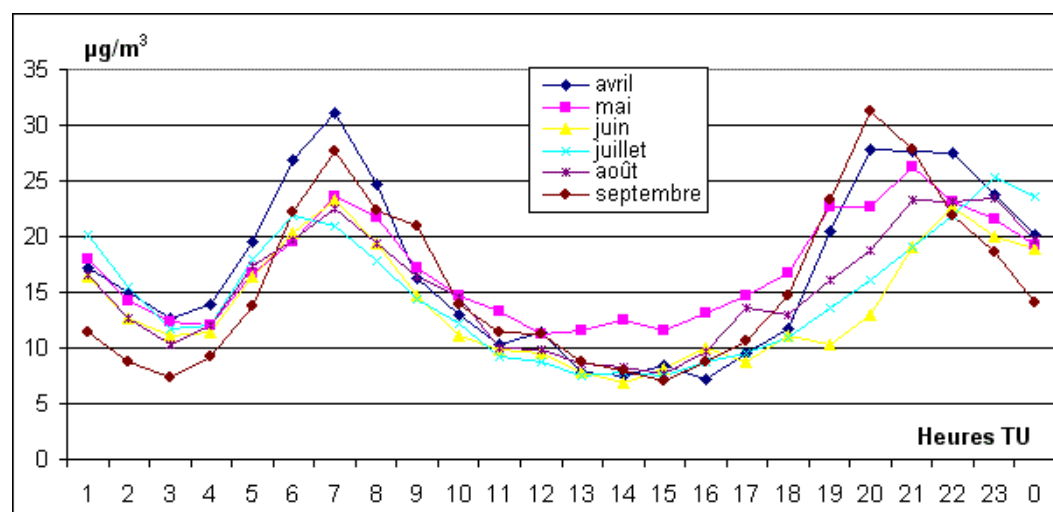
Écart-types des concentrations horaires d'ozone à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.



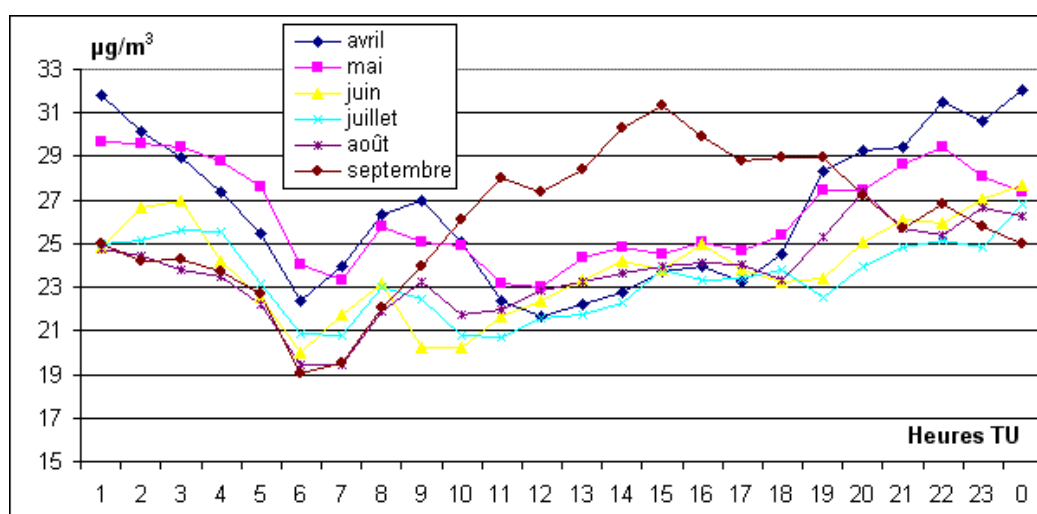
Écart-types des concentrations horaires de dioxyde d'azote à Grasse au cours des saisons photochimiques de 2001 à 2005.



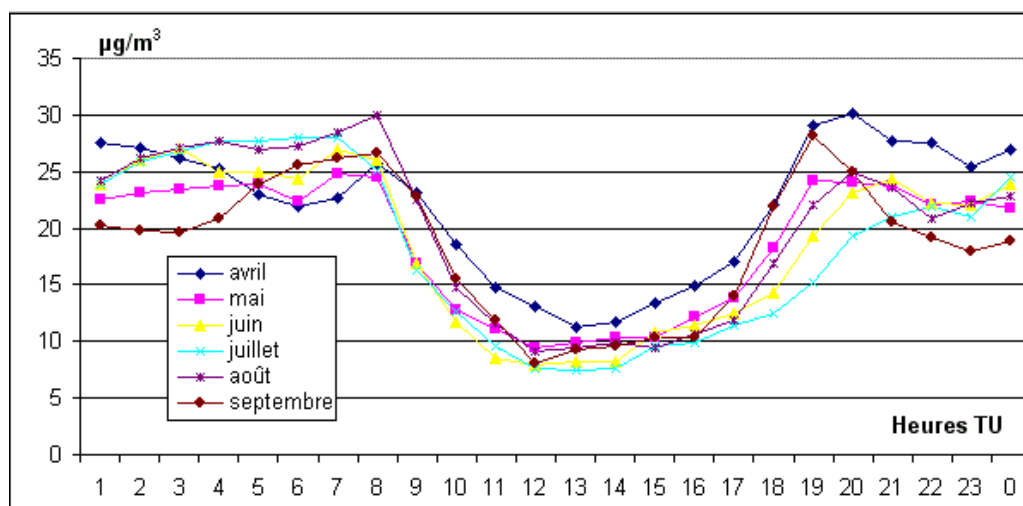
Écart-types des concentrations horaires d'ozone à Cannes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.



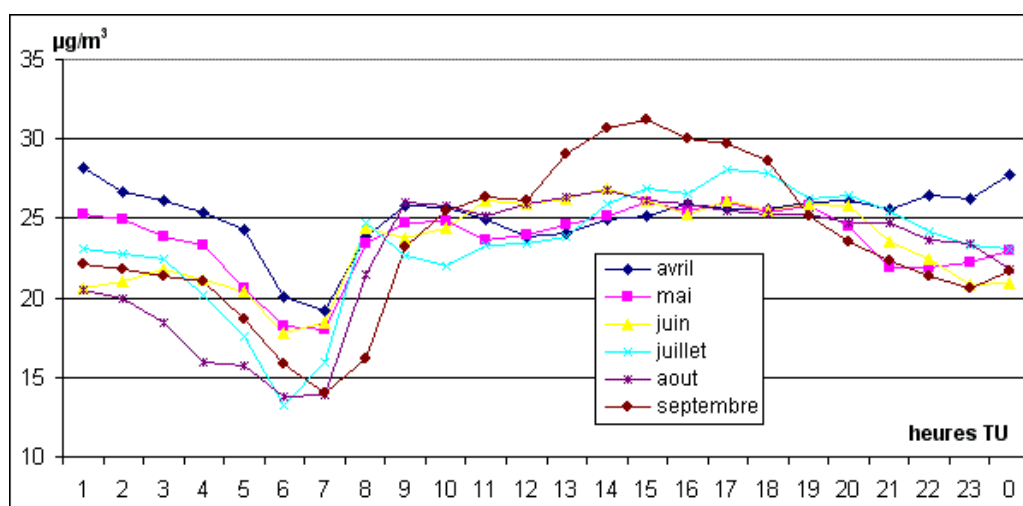
Écart-types des concentrations horaires de dioxyde d'azote à Cannes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.



Écart-types des concentrations horaires d'ozone à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.

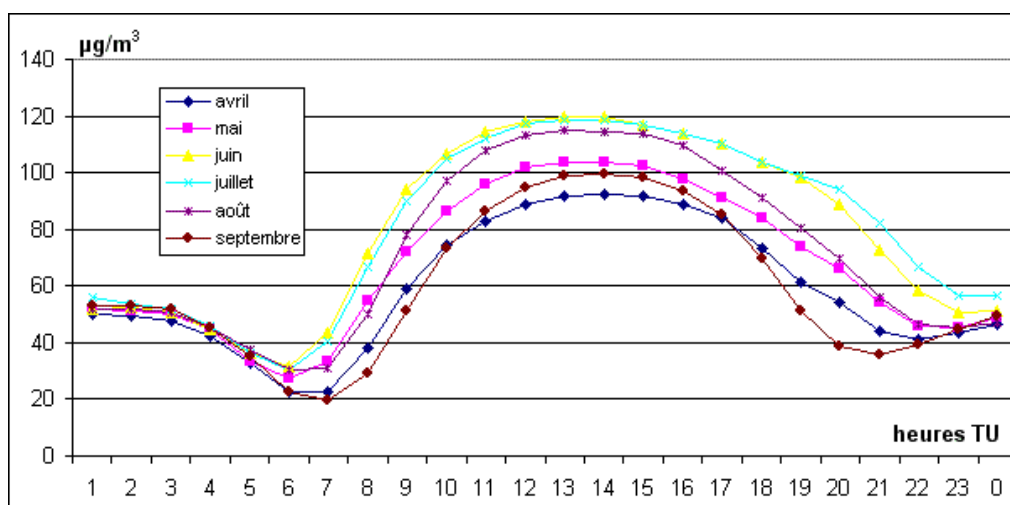


Écart-types des concentrations horaires de dioxyde d'azote à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.

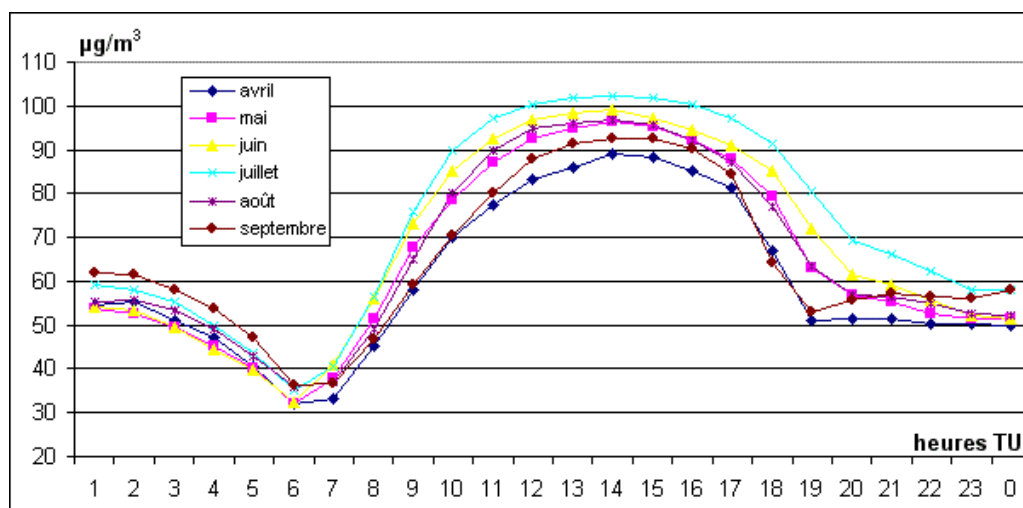


Écart-types des concentrations horaires d'ozone à Nice Brancolar au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2003.

II.d

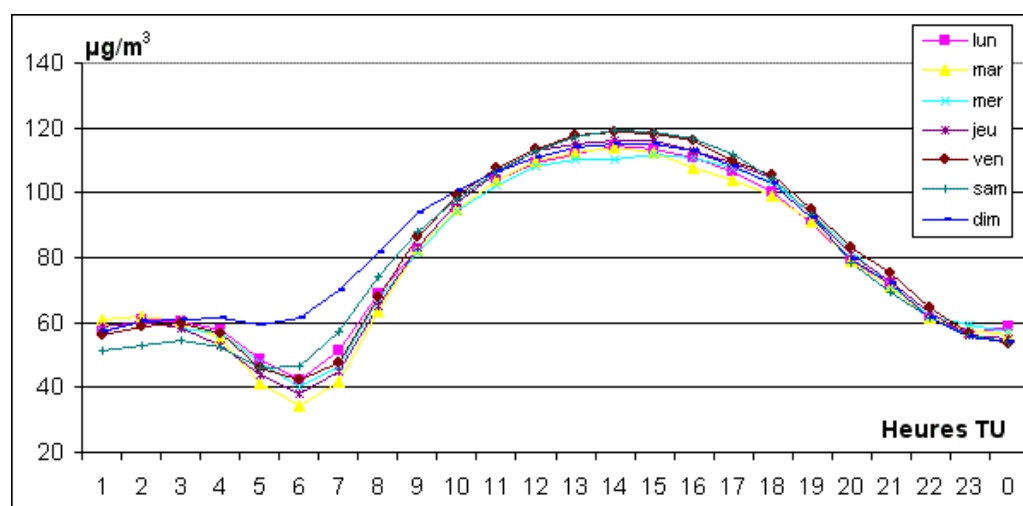


Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Nice Eucalyptus au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2003.

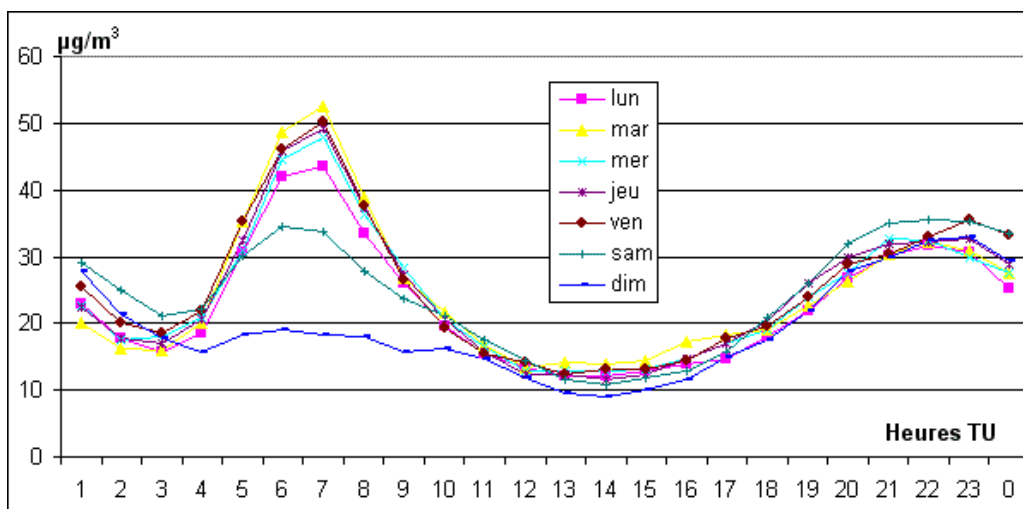


Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Nice Las Planas au cours des saisons photochimiques de 1995 à 2003.

II.e

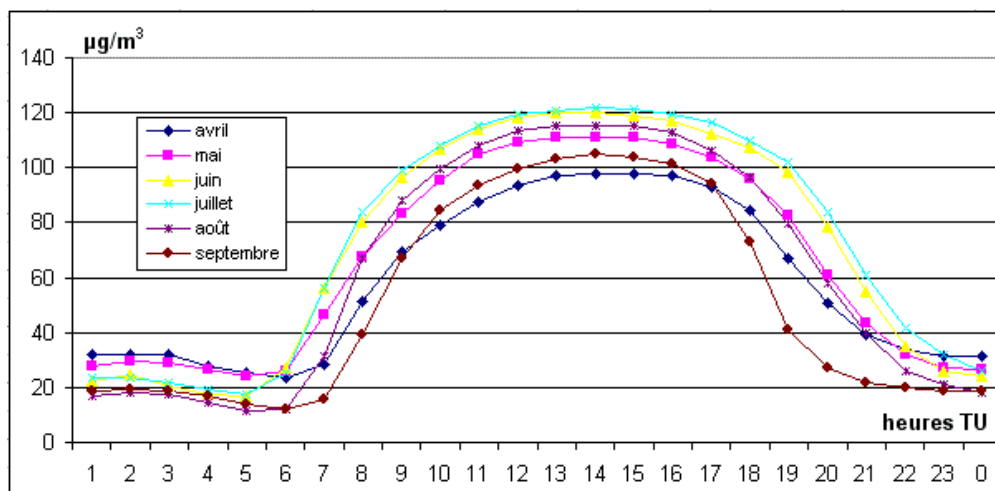


Moyennes horaires quotidiennes des concentrations d'ozone à Cannes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.

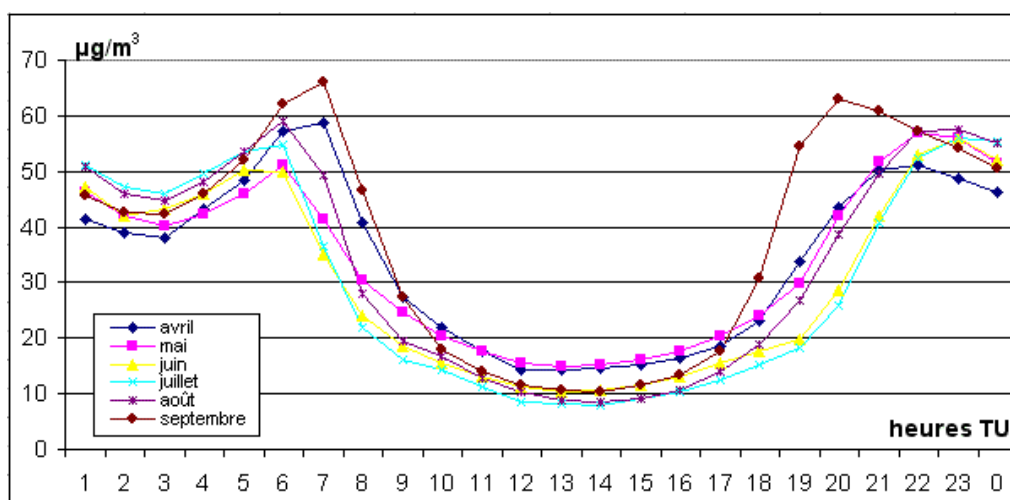


Moyennes horaires quotidiennes des concentrations de dioxyde d'azote à Cannes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.

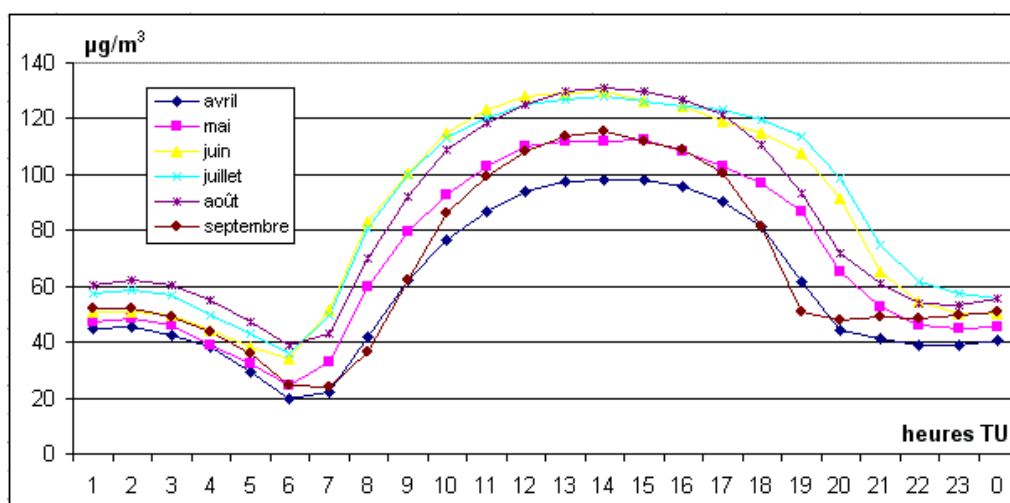
II.f



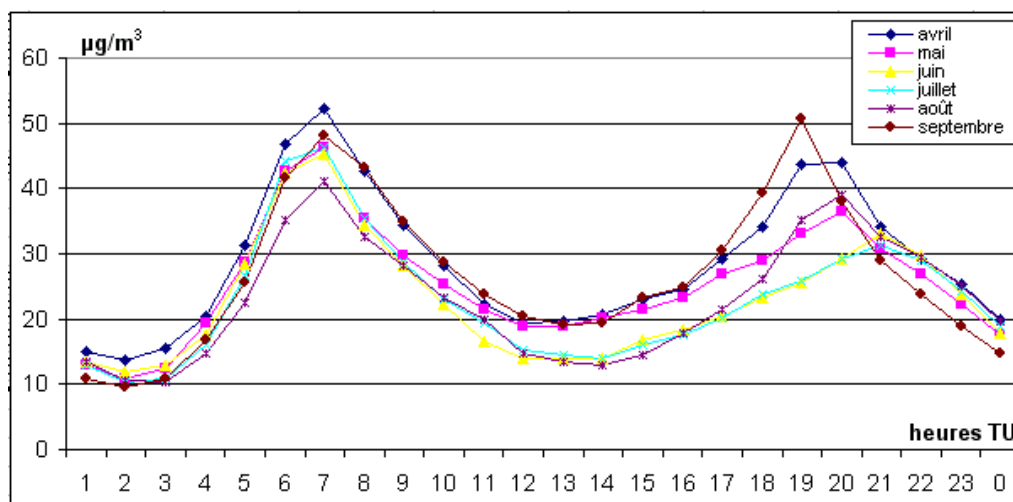
Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Antibes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.



Moyennes horaires mensuelles des concentrations de dioxyde d'azote à Antibes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.

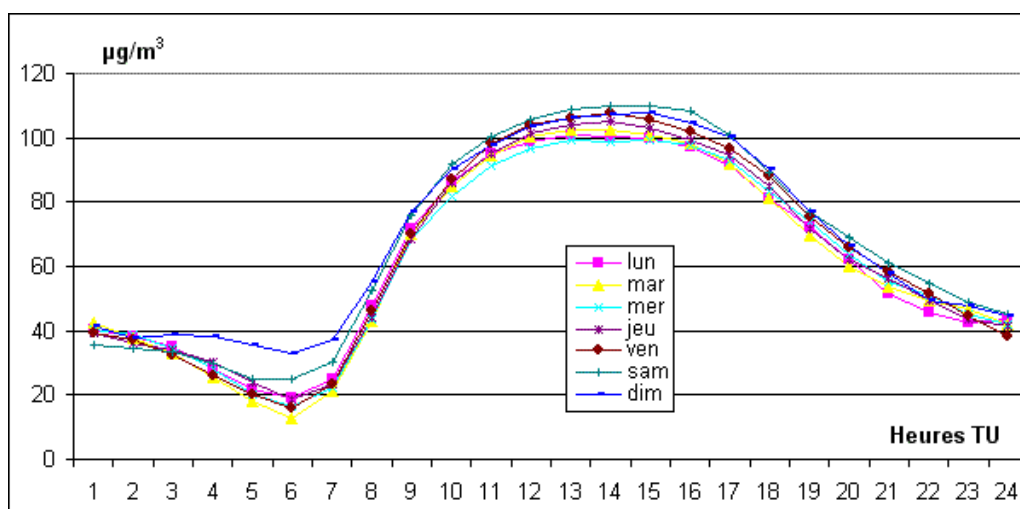


Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Cagnes au cours des saisons photochimiques de 2002 à 2005.

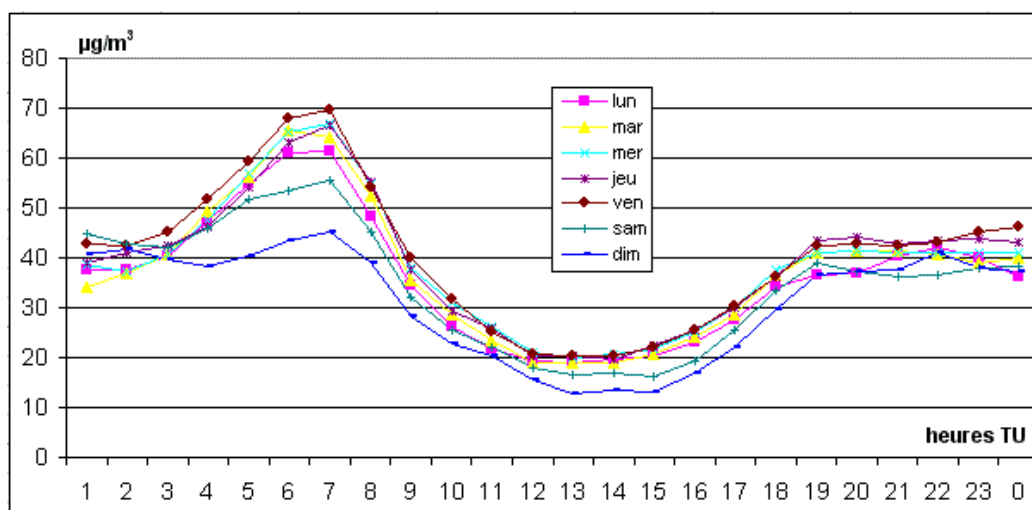


Moyennes horaires mensuelles des concentrations de dioxyde d'azote à Cagnes au cours des saisons photochimiques de 2002 à 2005.

II.g

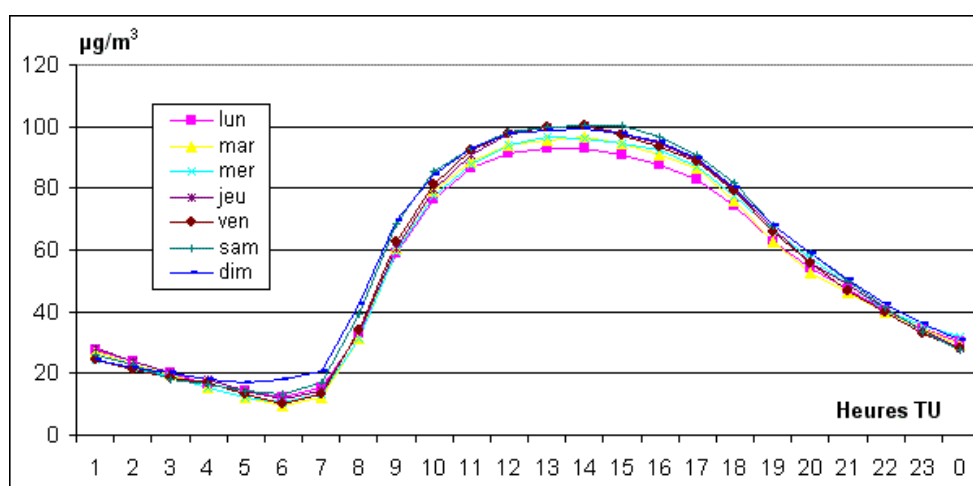


Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.



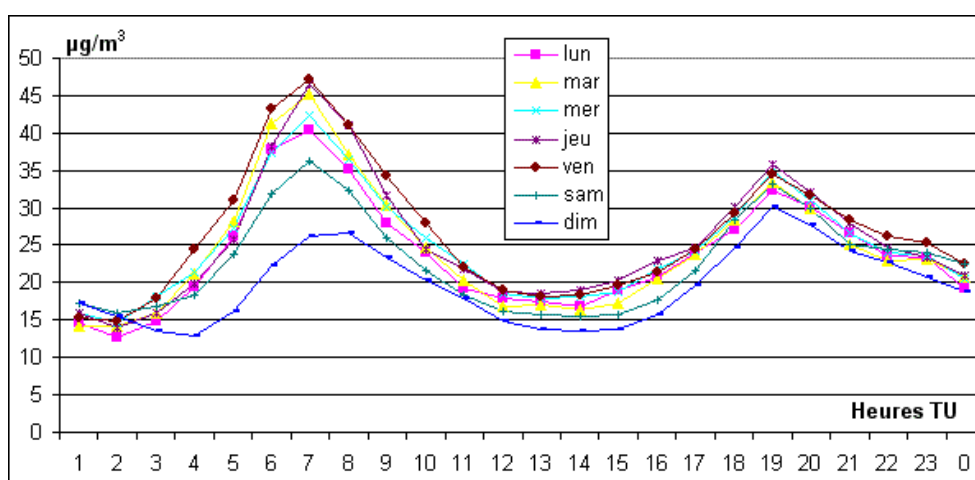
Moyennes horaires quotidiennes des concentrations de dioxyde d'azote à Nice Cessole au cours des saisons photochimiques de 1999 à 2005.

II.h

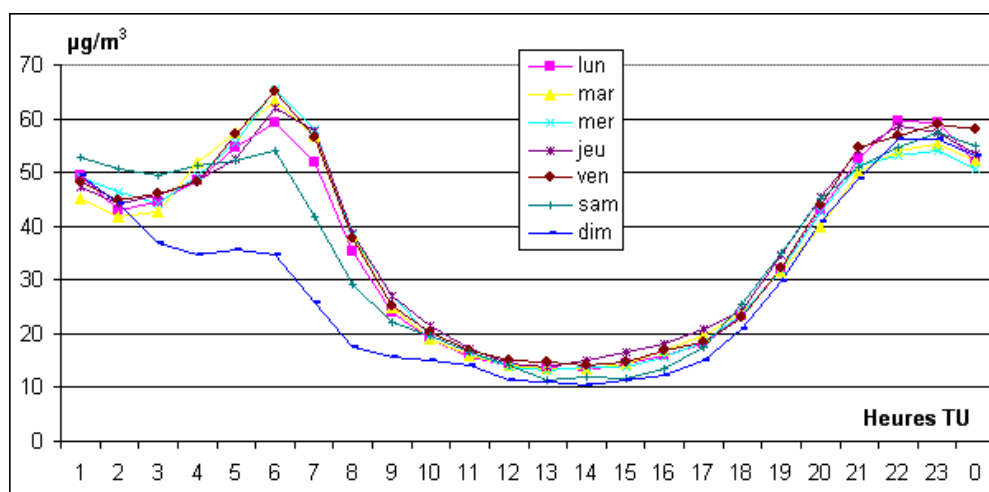


Moyennes horaires mensuelles des concentrations d'ozone à Nice Brancolar au cours des saisons photochimiques de 1996 à 2003.

II.i

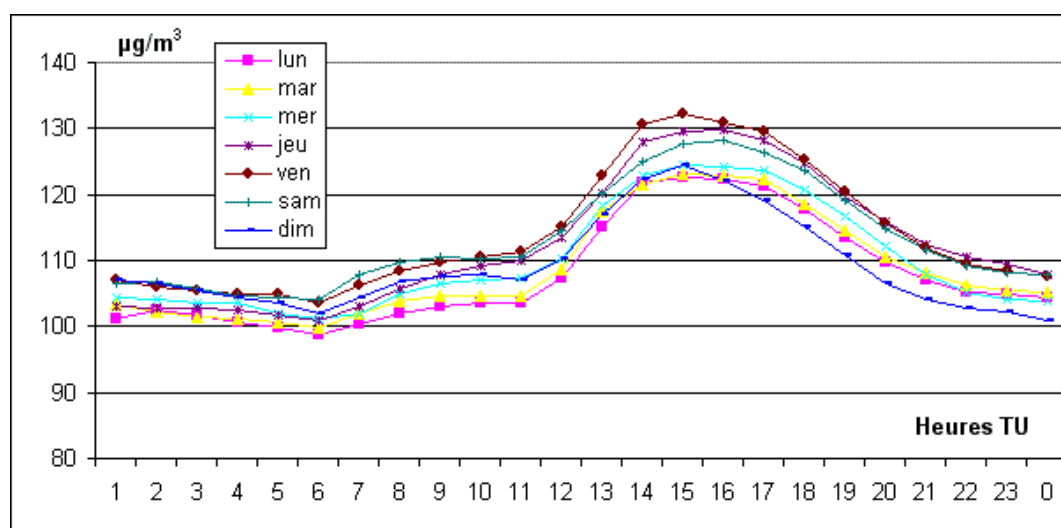


Moyennes horaires quotidiennes des concentrations de dioxyde d'azote à Nice Las Planas au cours des saisons photochimiques de 1995 à 2003.

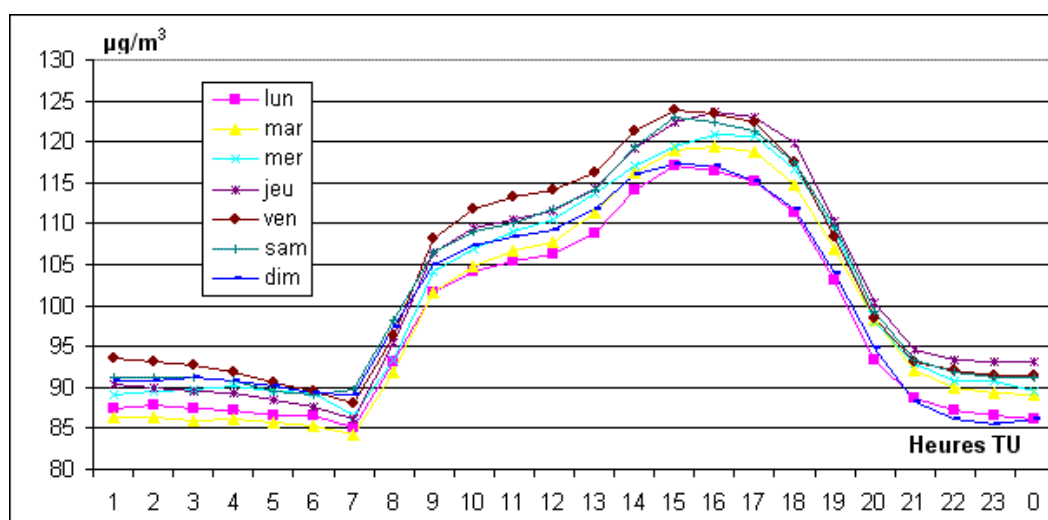


Moyennes horaires quotidiennes des concentrations de dioxyde d'azote à Antibes au cours des saisons photochimiques de 1998 à 2005.

II.j

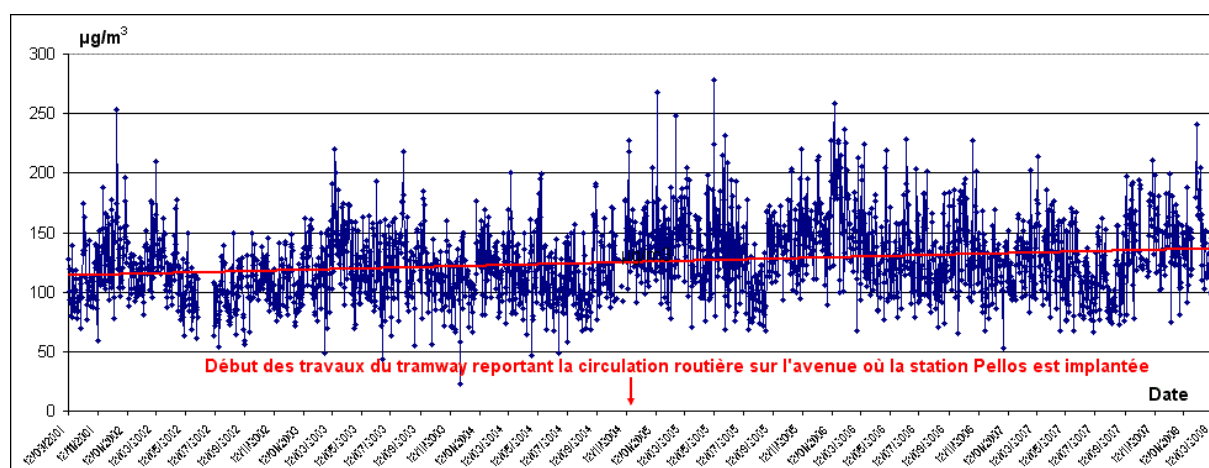


Moyennes horaires quotidiennes des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.



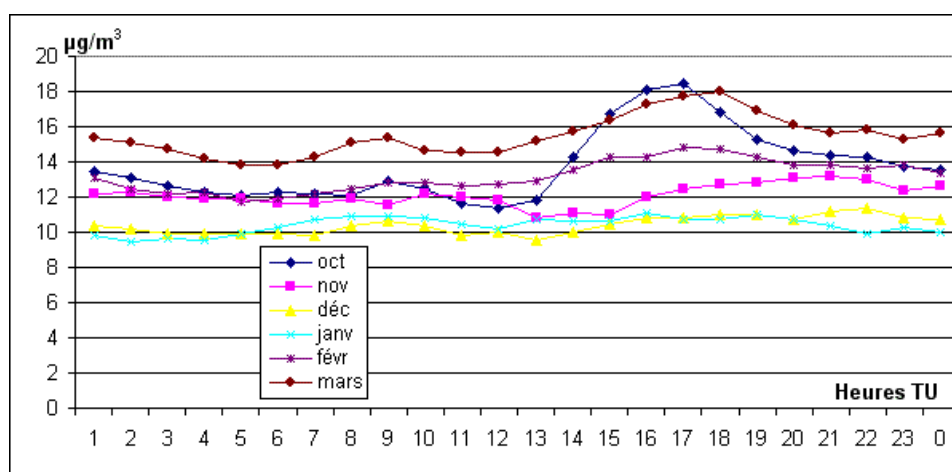
Moyennes horaires quotidiennes des concentrations d'ozone au Cians au cours des saisons photochimiques de 2000 à 2005.

III.a

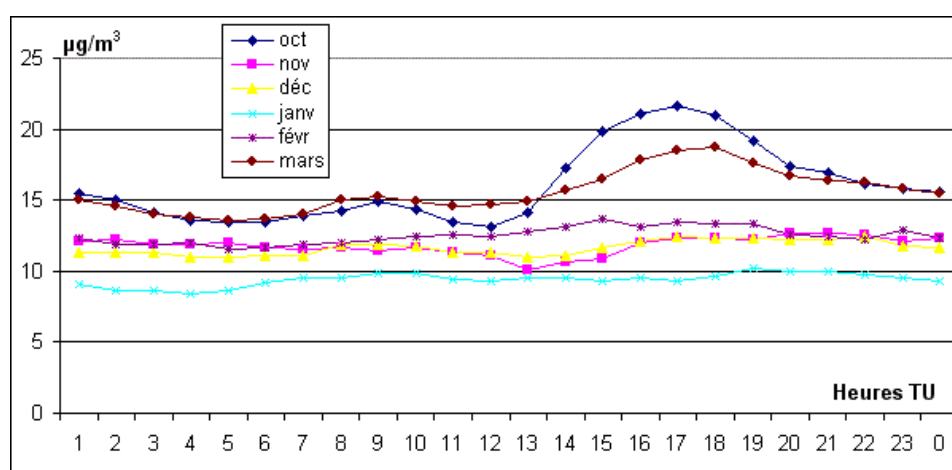


Evolution des maximums horaires journaliers de dioxyde d'azote à Nice Pellos de septembre 2001 à mars 2008.

III.b

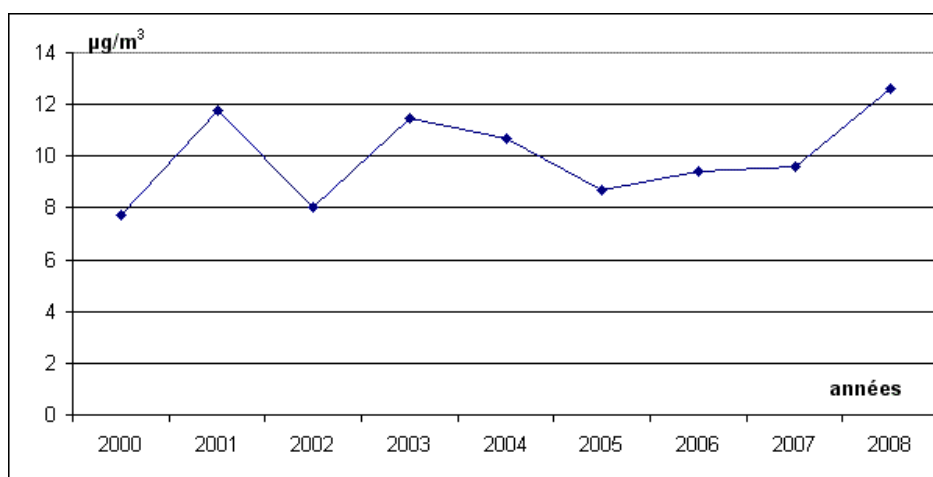


Ecart-types des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des mois solaires d'octobre à mars de 2000 à 2007.



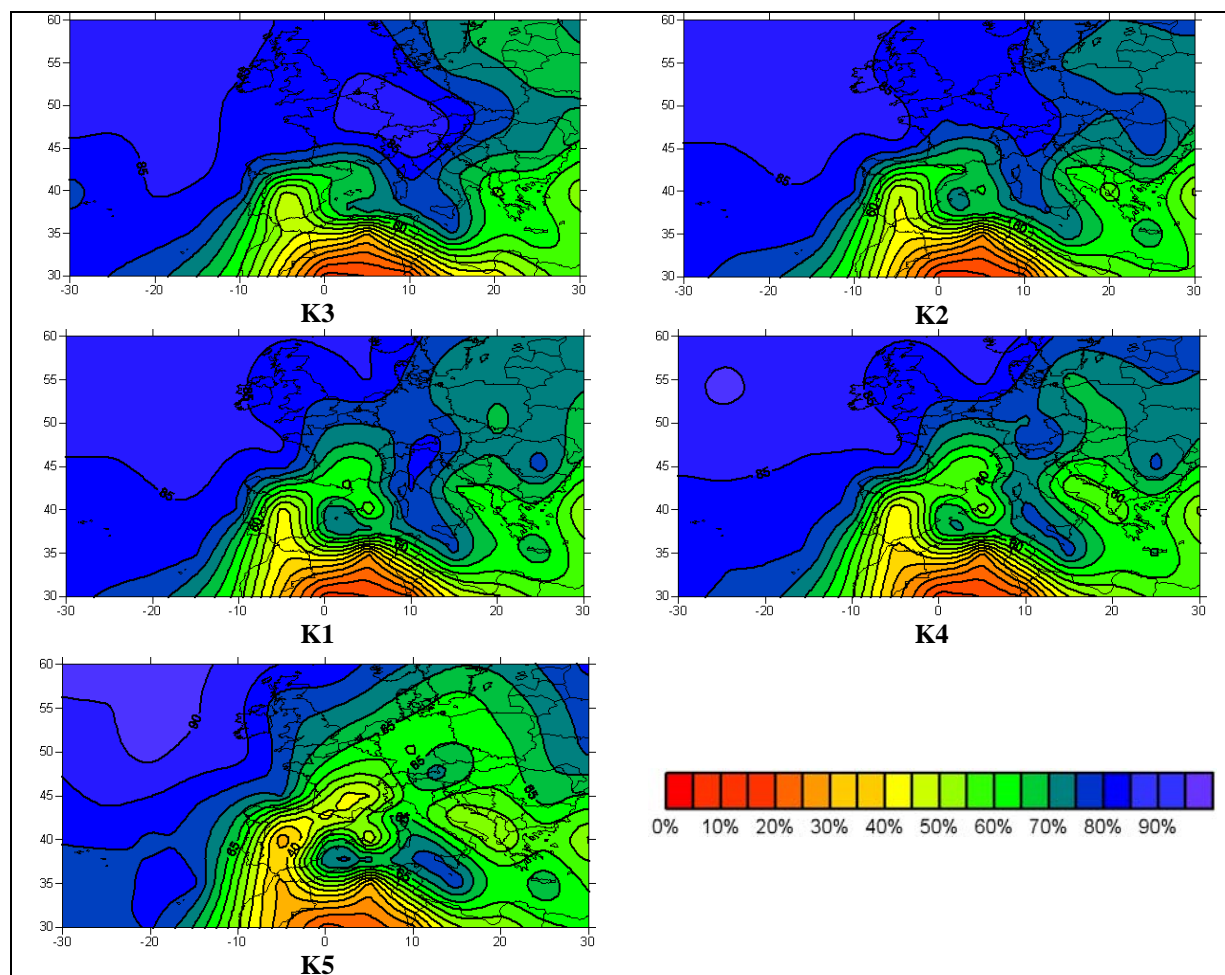
Ecart-types des concentrations d'ozone à l'Adréchas au cours des mois d'octobre à mars de 2000 à 2007.

III.c

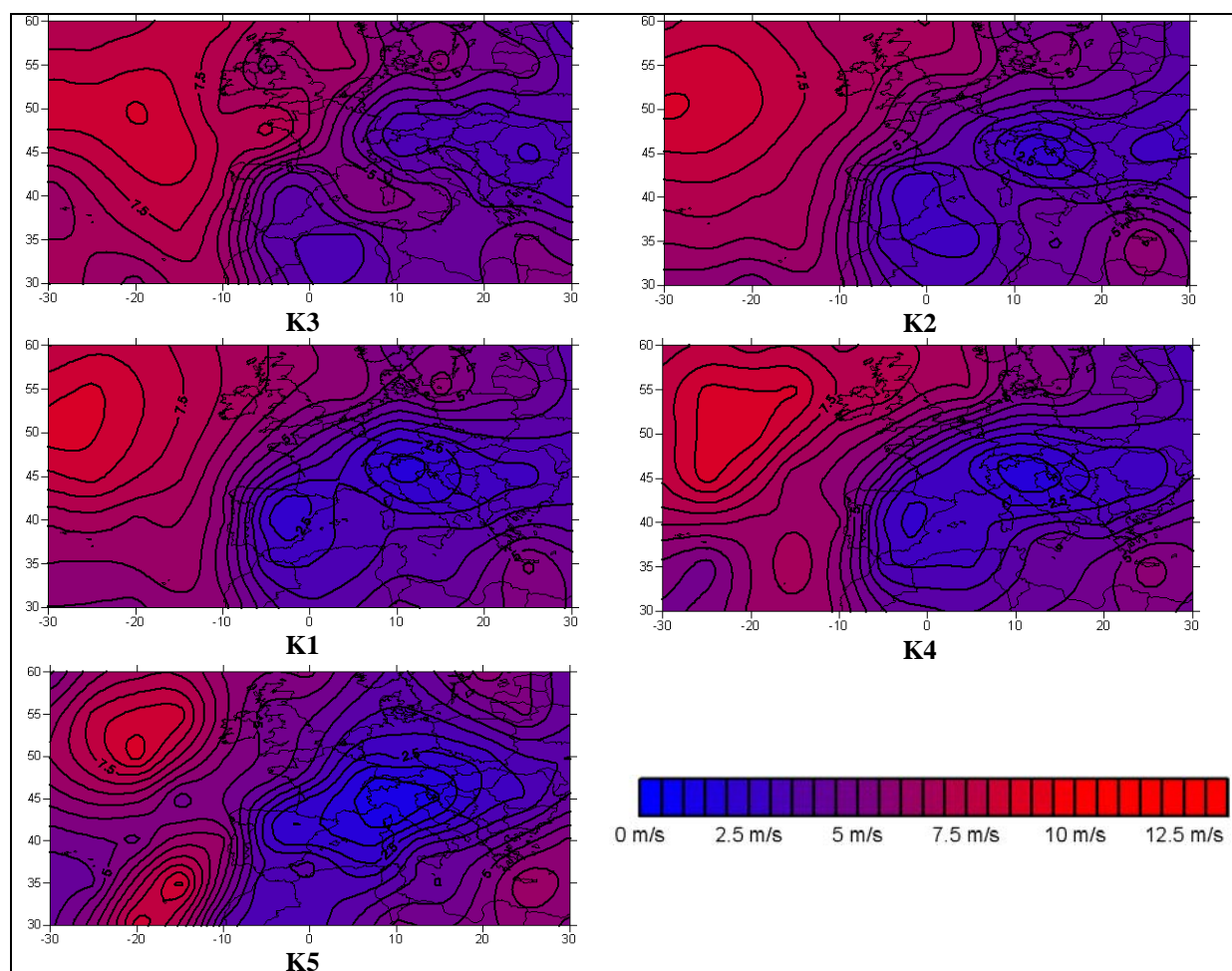


Ecart-types des concentrations d'ozone définissant le niveau de fond à l'Adréchas entre 1999 et 2008.

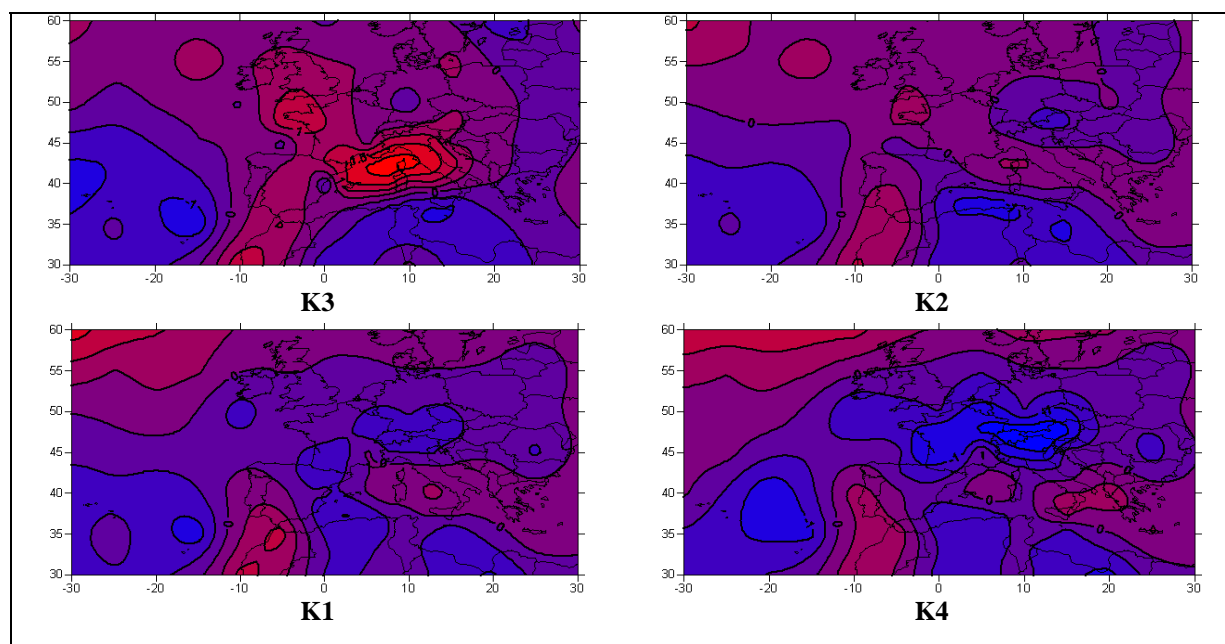
IV.a

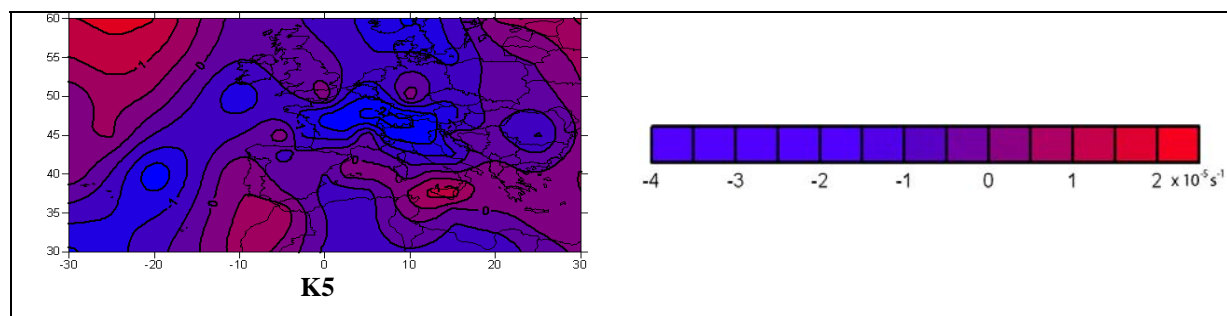


Configurations moyennes de l'humidité relative en surface associées aux classes d'ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d'ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes –Maritimes en JJA de 2002 à 2004.



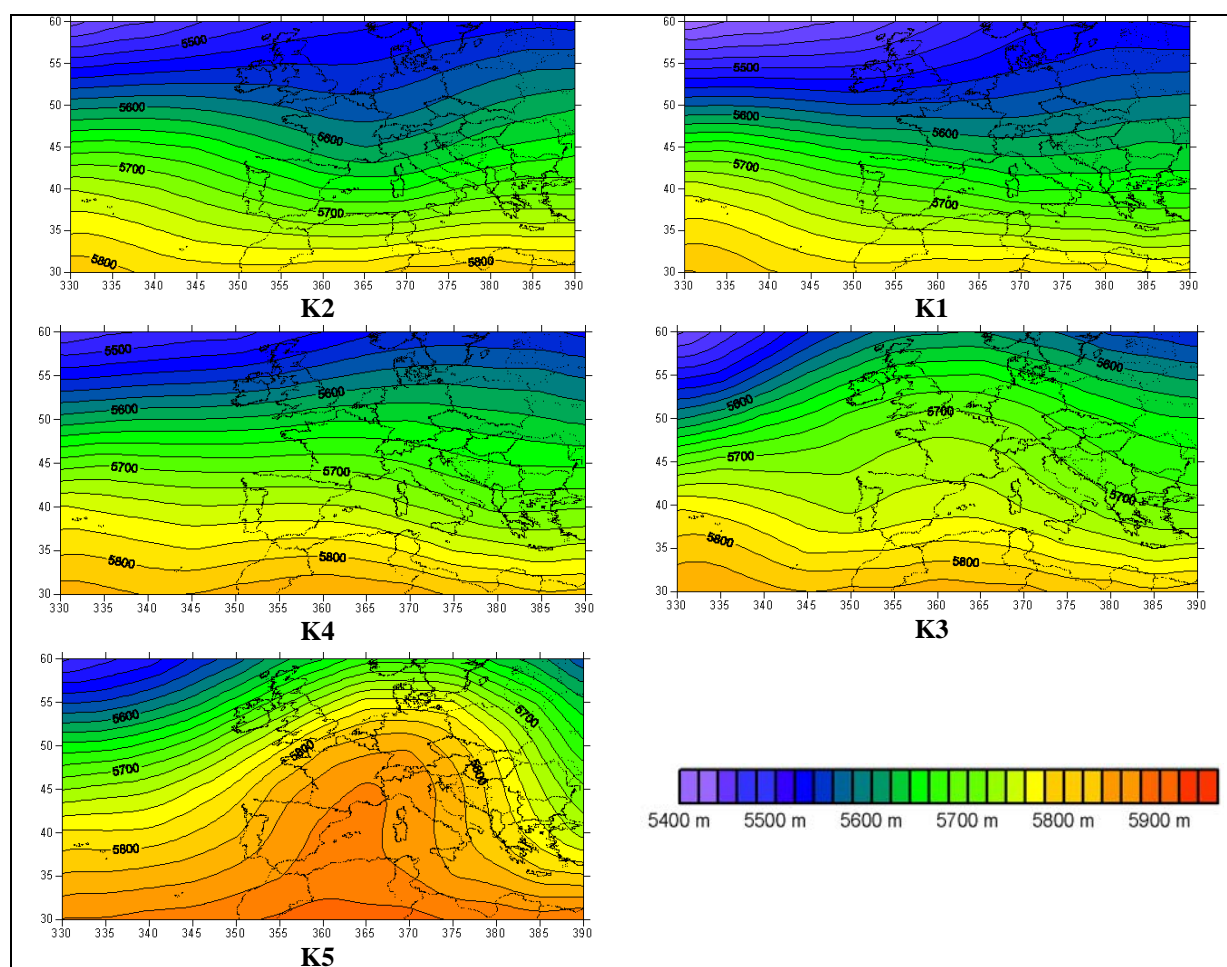
Configurations moyennes de la vitesse du vent associées aux classes d’ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d’ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes –Maritimes en JJA de 2002 à 2004.





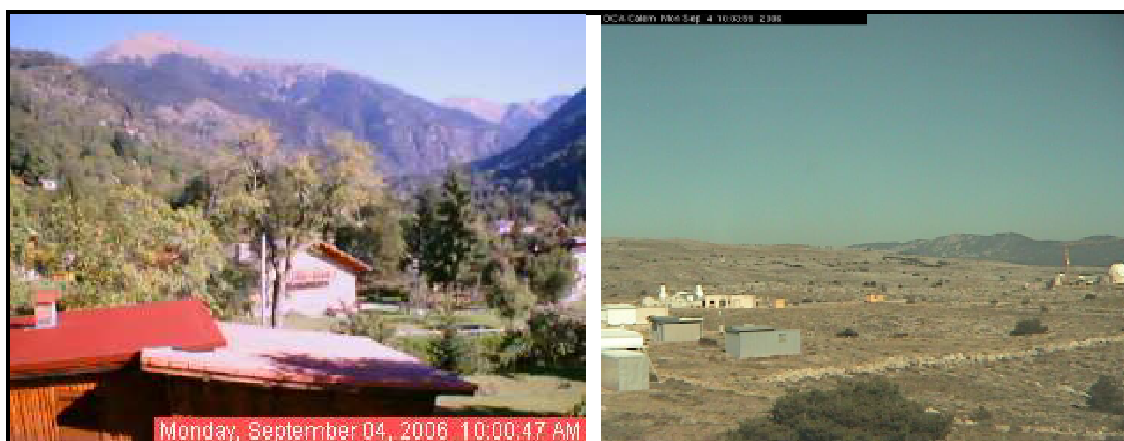
Configurations moyennes de la vorticité relative à 700 hPa associées aux classes d'ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d'ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes –Maritimes en JJA de 2002 à 2004.

IV.b



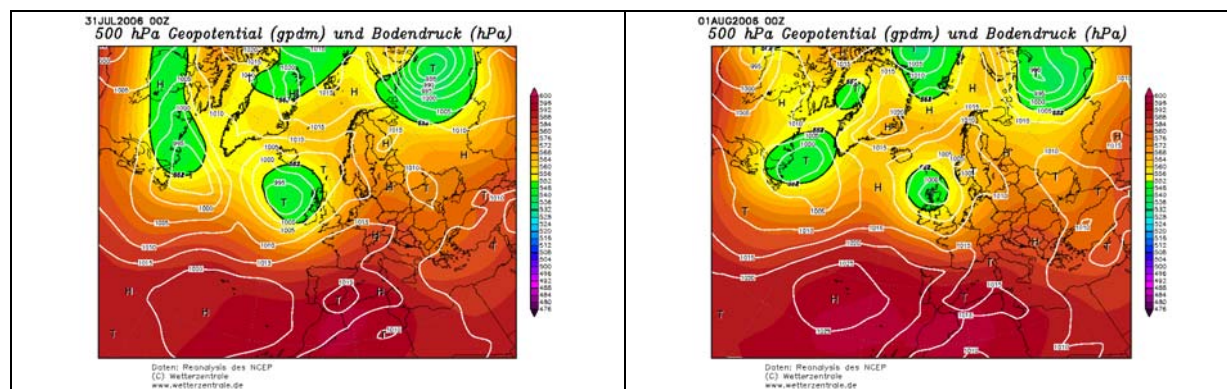
Configurations moyennes du geopotentiel 500 hPa associées aux classes d'ozone issues de la CAH sur les maximums horaires journaliers d'ozone dans les neuf stations de mesures des Alpes –Maritimes en AMS de 2002 à 2004.

IV.c



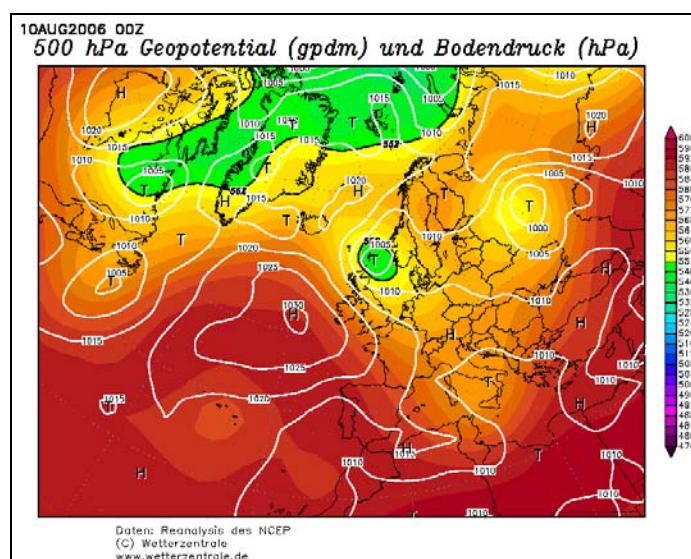
Photographies dans l'arrière-pays des Alpes-Maritimes issues des webcams de Saint-Martin-Vésubie (à gauche) et de Calern (à droite) le 4 septembre 2006 en matinée.

V.a



Configurations du geopotential 500 hPa le 31 juillet et le 1^{er} août 2006 issues des réanalyses du NCEP.

V.b

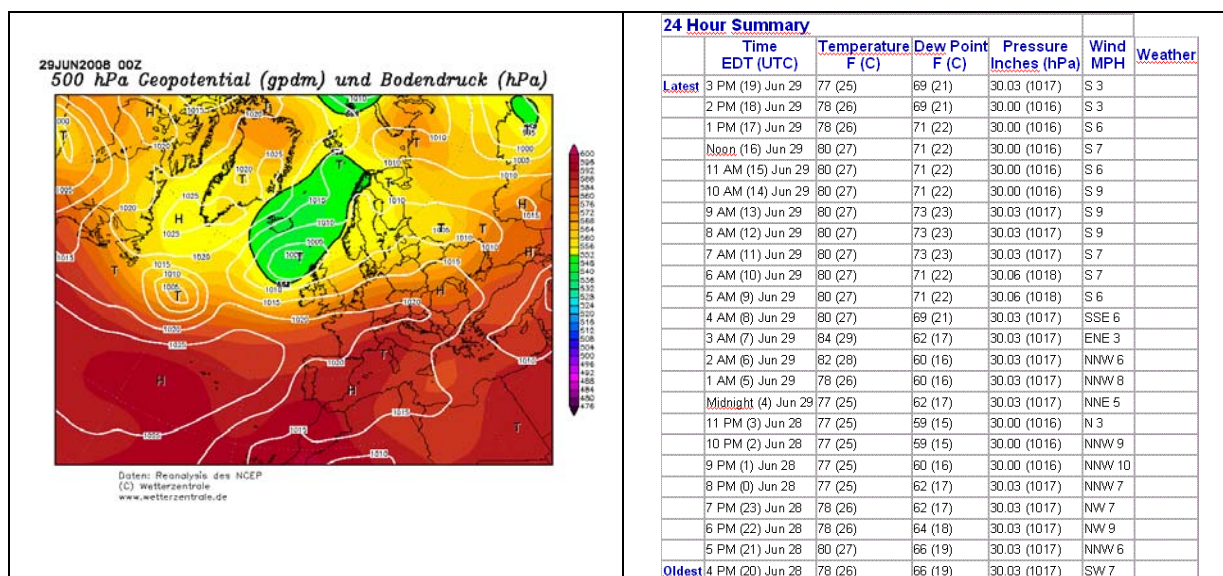


Configuration du geopotential 500 hPa le 10 août 2006 issue des réanalyses du NCEP.

V.c

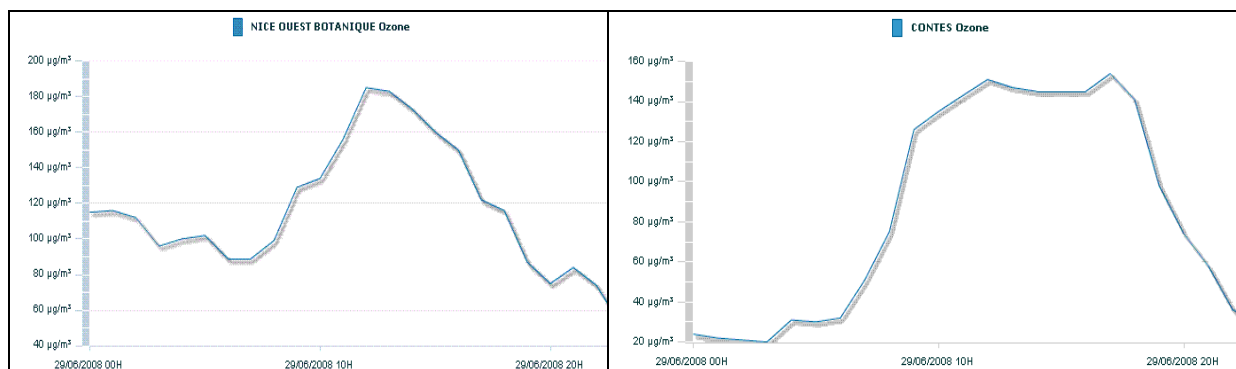


V.d



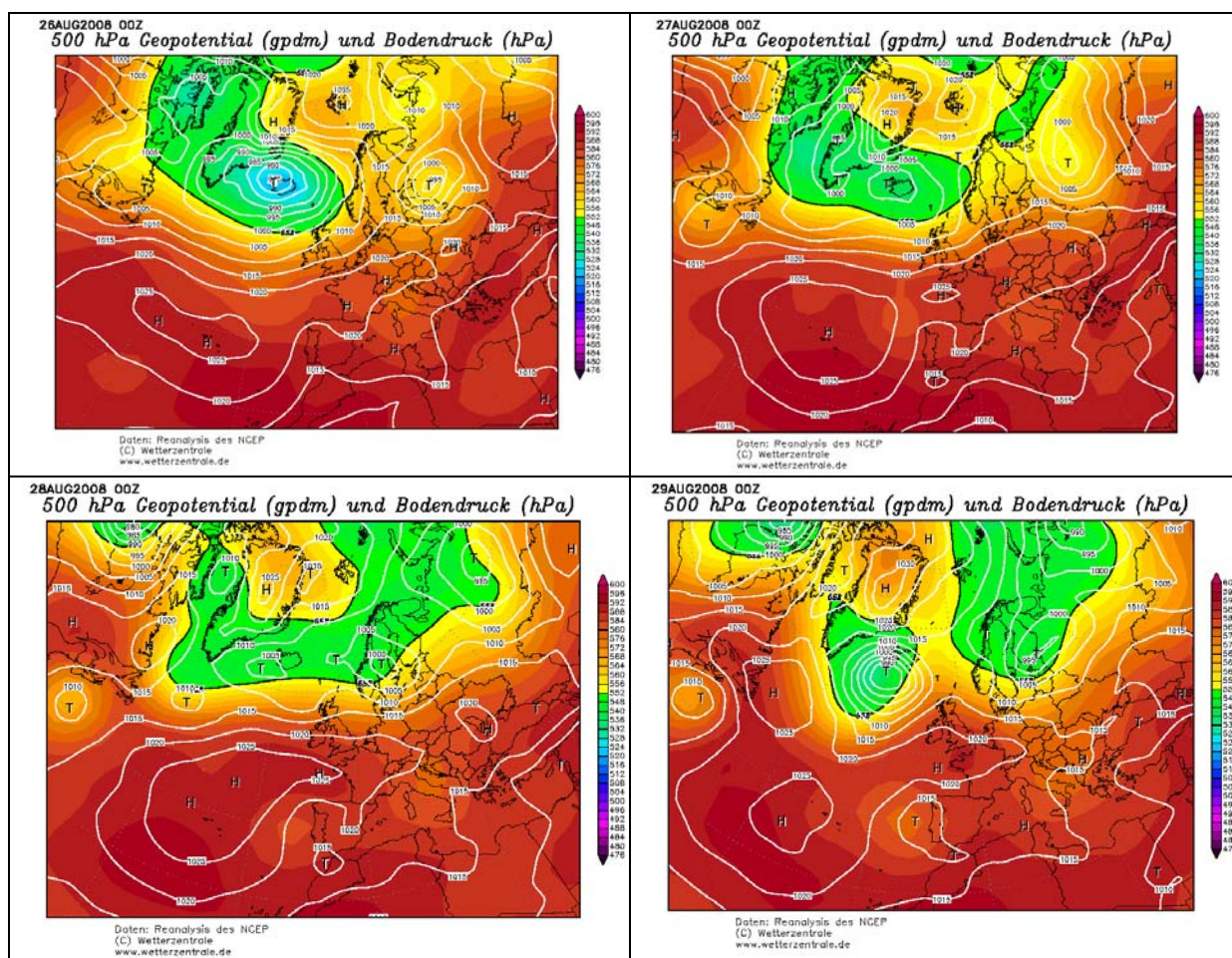
Configuration du geopotential 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport le 29 juin 2008.

V.e



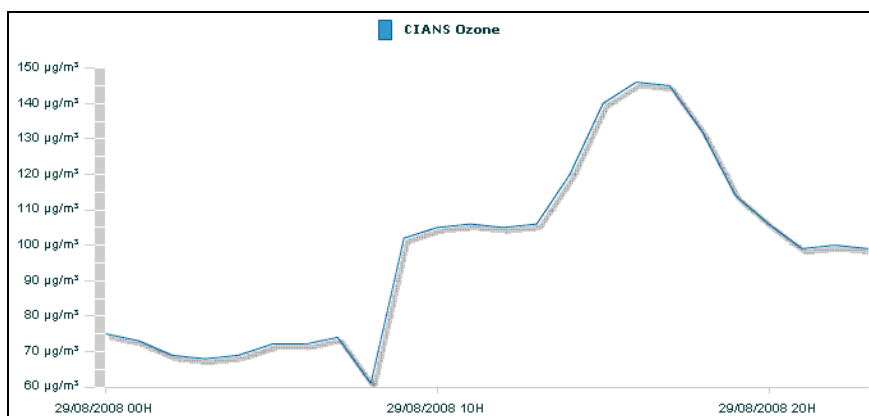
Profils journaliers des concentrations d'ozone mesurées à Nice botanique et à Contes le 29 juin 2008 (source : AtmoPACA).

V.f



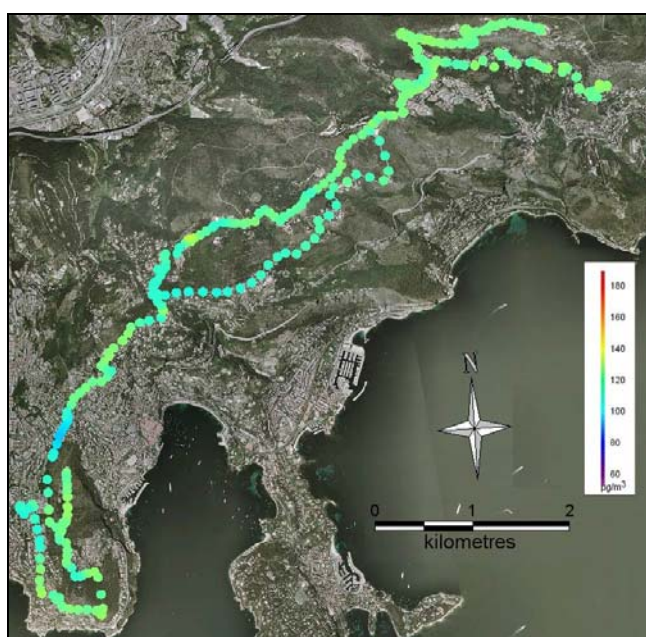
Configurations du geopotential 500 hPa du 26 au 29 août 2008 issues des réanalyses du NCEP.

V.g



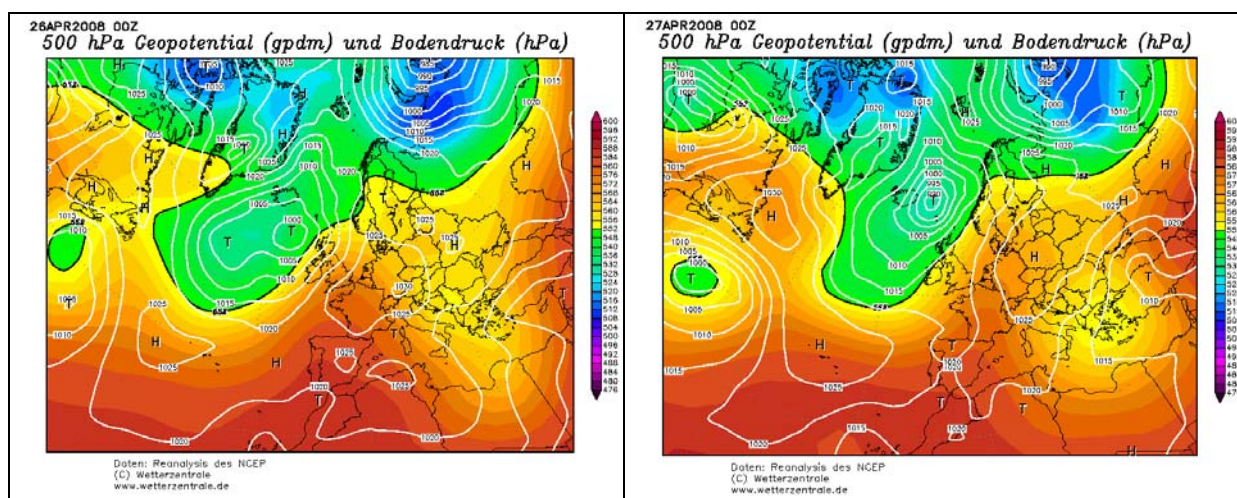
Profil journalier des concentrations d'ozone mesurées au Cians le 29 août 2008 (source : AtmoPACA).

V.h



Mesures itinérantes d'ozone le 26 avril 2008 entre 15h15 et 16h20 (heure locale) de Nice est au fort de la Revère (aller-retour) avec un pas de mesure de 10 secondes.

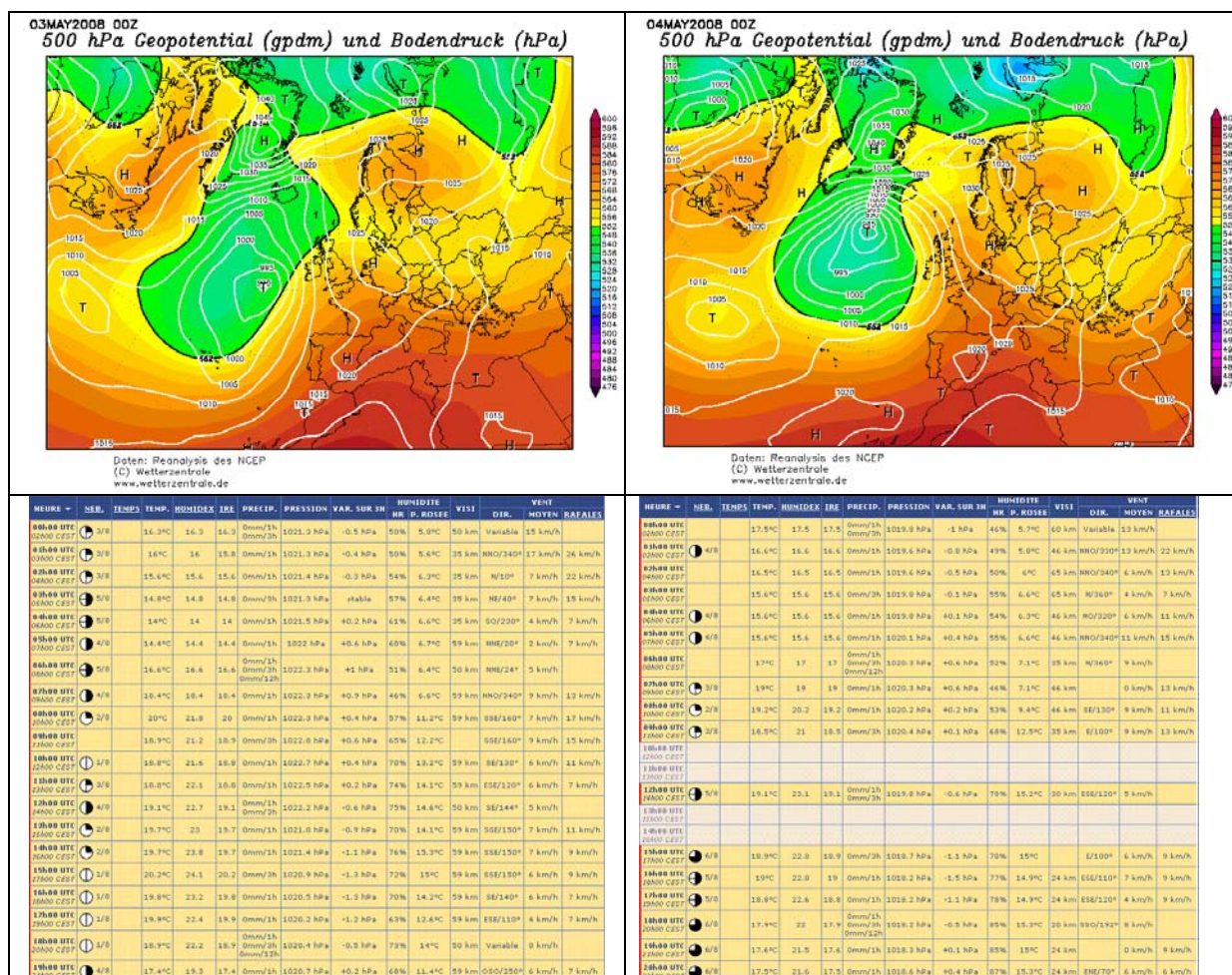
V.i



HEURE -	NER.	TEMP.	TEMP.	HUMIDEX	PRECIP.	PRESSION	VAR. SUR 3H	HUMIDITE	VISIT	DIR.	VENT	MOYEN	RAFALES
HR. P. ROSE													
00.00 UTC 02.00 CEST	7/8	14.7°C	17.5	14.3	0mm/1h 0mm/2h	1022.6 hPa	+0.4 hPa	90%	13.1°C	12 km	E/94°	16 km/h	
01.00 UTC 03.00 CEST	7/8	14°C	16.2	14	0mm/1h 0mm/2h	1022.5 hPa	+0.1 hPa	87%	11.9°C	15 km	ENE/70°	9 km/h	19 km/h
02.00 UTC 04.00 CEST	8/9	14.1°C	16.3	14.1	0mm/1h 0mm/2h	1022.1 hPa	-0.4 hPa	87%	12°C	15 km	NNO/330°	9 km/h	19 km/h
03.00 UTC 05.00 CEST	6/8	12.8°C	14.4	12.4	0mm/1h 0mm/2h	1022.1 hPa	+0.5 hPa	87%	10.7°C	15 km	NO/320°	13 km/h	17 km/h
04.00 UTC 06.00 CEST	7/8	12.6°C	14	12.6	0mm/1h 0mm/2h	1022.6 hPa	+0.1 hPa	86%	10.3°C	15 km	NNE/30°	4 km/h	11 km/h
05.00 UTC 07.00 CEST	7/8	14.4°C	16.8	14.4	0mm/1h 0mm/2h	1023.1 hPa	+1 hPa	88%	12.4°C	9 km	NE/50°	11 km/h	19 km/h
06.00 UTC 08.00 CEST	7/8	14.9°C	17.6	14.6	0mm/1h 0mm/2h	1023.6 hPa	+1.5 hPa	88%	12.9°C	11 km	E/94°	15 km/h	
07.00 UTC 09.00 CEST	6/8	15.7°C	18.4	15.7	0mm/1h 0mm/2h	1024.2 hPa	+1.6 hPa	84%	13°C	15 km	E/50°	9 km/h	24 km/h
08.00 UTC 10.00 CEST	7/8	16.0°C	19.9	16.0	0mm/1h 0mm/2h	1024.5 hPa	+1.4 hPa	82%	13.7°C		ENE/70°	9 km/h	19 km/h
09.00 UTC 11.00 CEST	4/8	16.9°C	19.9	16.9	0mm/1h 0mm/2h	1024.8 hPa	+1.2 hPa	80%	13.4°C		S/180°	7 km/h	13 km/h
10.00 UTC 12.00 CEST	4/8	17.7°C	19.9	17.3	0mm/1h 0mm/2h	1024.8 hPa	+0.7 hPa	69%	11.9°C		E/80°	26 km/h	33 km/h
11.00 UTC 13.00 CEST	5/8	18.2°C	20.4	18.1	0mm/1h 0mm/2h	1025 hPa	+0.6 hPa	67%	12°C	24 km	E/80°	22 km/h	32 km/h
12.00 UTC 14.00 CEST	5/8	18.9°C	21	18.9	0mm/1h 0mm/2h	1024.7 hPa	stable	67%	11.7°C	40 km	E/94°	22 km/h	
13.00 UTC 15.00 CEST	5/8	17.5°C	19.1	17.4	0mm/1h 0mm/2h	1024.6 hPa	-0.2 hPa	65%	10.8°C	46 km	E/90°	19 km/h	30 km/h
14.00 UTC 16.00 CEST	5/8	17.7°C	19.9	17.7	0mm/1h 0mm/2h	1023.8 hPa	-0.8 hPa	65%	11°C	46 km	N/90°	11 km/h	20 km/h
15.00 UTC 17.00 CEST	5/8	18.3°C	20.2	18.3	0mm/1h 0mm/2h	1024.1 hPa	-0.6 hPa	64%	11.4°C	59 km	SE/130°	6 km/h	13 km/h
16.00 UTC 18.00 CEST	4/8	18.9°C	18.9	18.9	0mm/1h 0mm/2h	1024 hPa	-0.6 hPa	41%	5.3°C	59 km	E/100°	4 km/h	9 km/h
17.00 UTC 19.00 CEST	4/8	18.8°C	18.8	18.8	0mm/1h 0mm/2h	1023.8 hPa	-0.4 hPa	38%	4.2°C	59 km	SE/130°	2 km/h	6 km/h
18.00 UTC 20.00 CEST	5/8	18.1°C	18.1	18.1	0mm/1h 0mm/2h	1023.6 hPa	-0.3 hPa	38%	2.8°C	50 km	Variable	0 km/h	

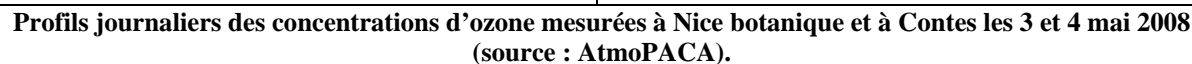
Configurations du geopotential 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport les 26 et 27 avril 2008.

V.j

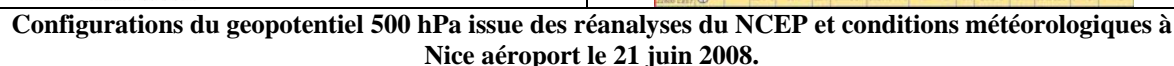


Configurations du geopotential 500 hPa issue des réanalyses du NCEP et conditions météorologiques à Nice aéroport les 3 et 4 mai 2008.

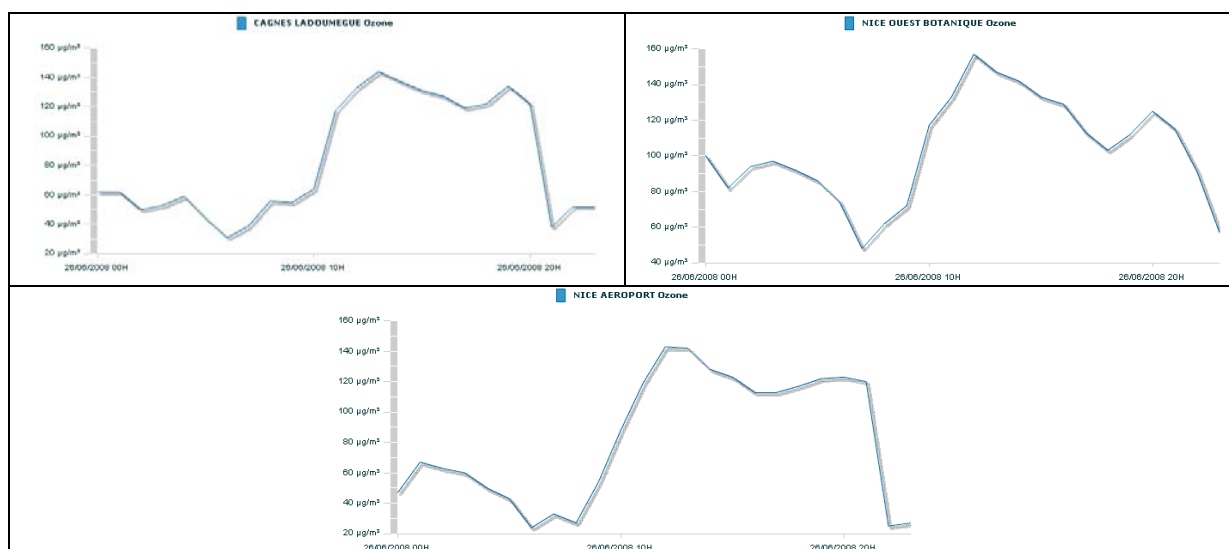
V.k



--	--

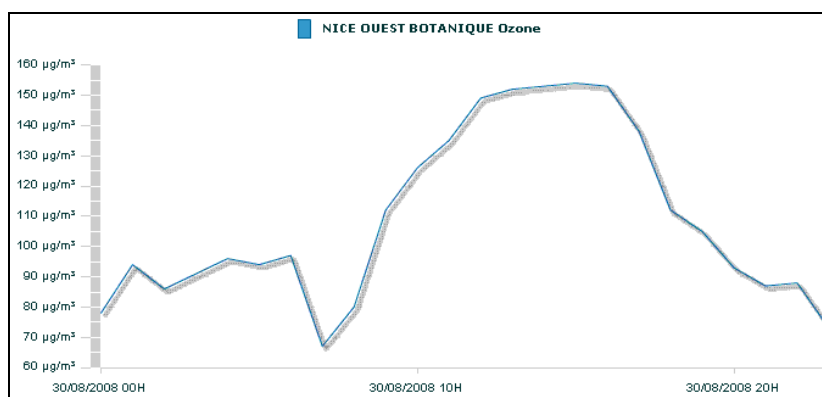


V.q



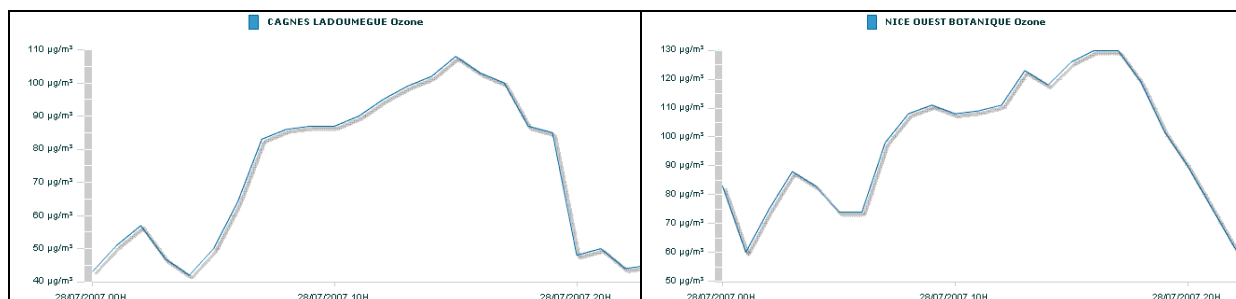
Profils journaliers des concentrations d’ozone mesurées à Cagnes, Nice botanique et Nice aéroport le 26 juin 2008 (source : AtmoPACA).

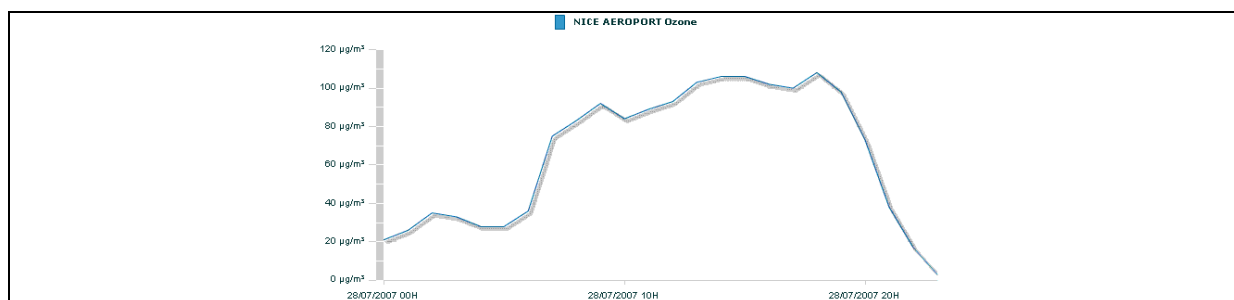
V.r



Profil journalier des concentrations d’ozone mesurées à Nice botanique le 30 août 2008 (source : AtmoPACA).

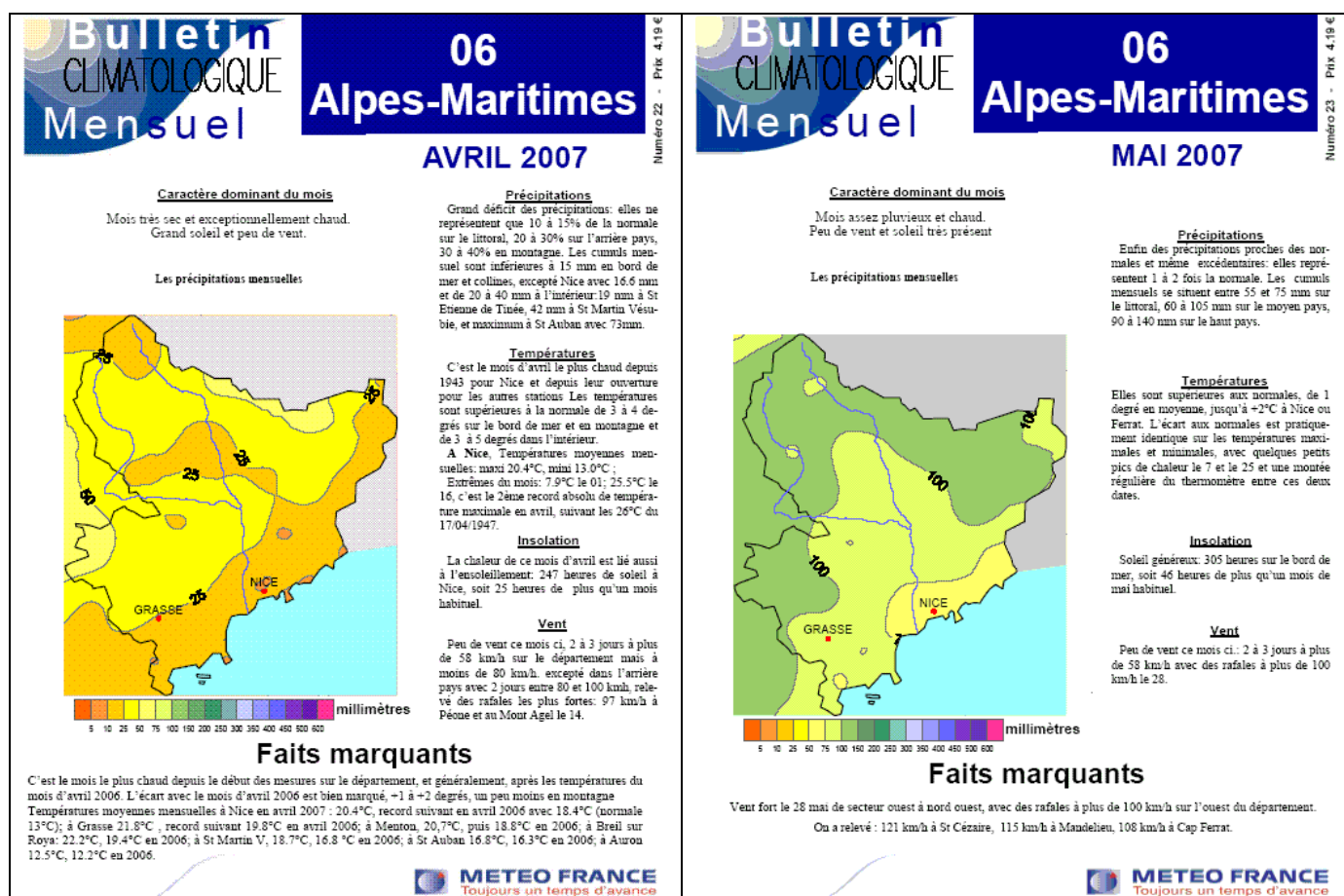
V.s



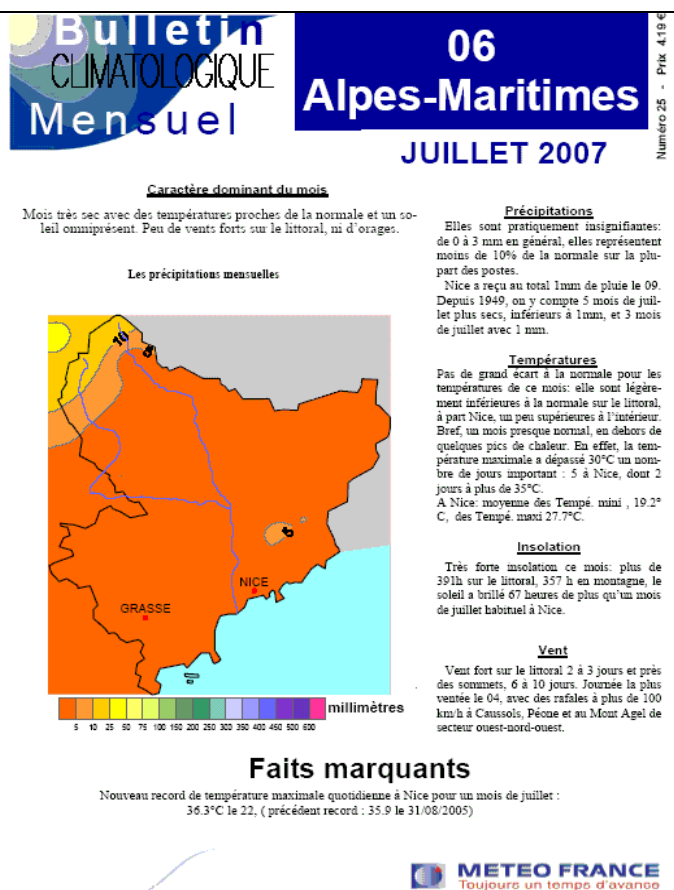
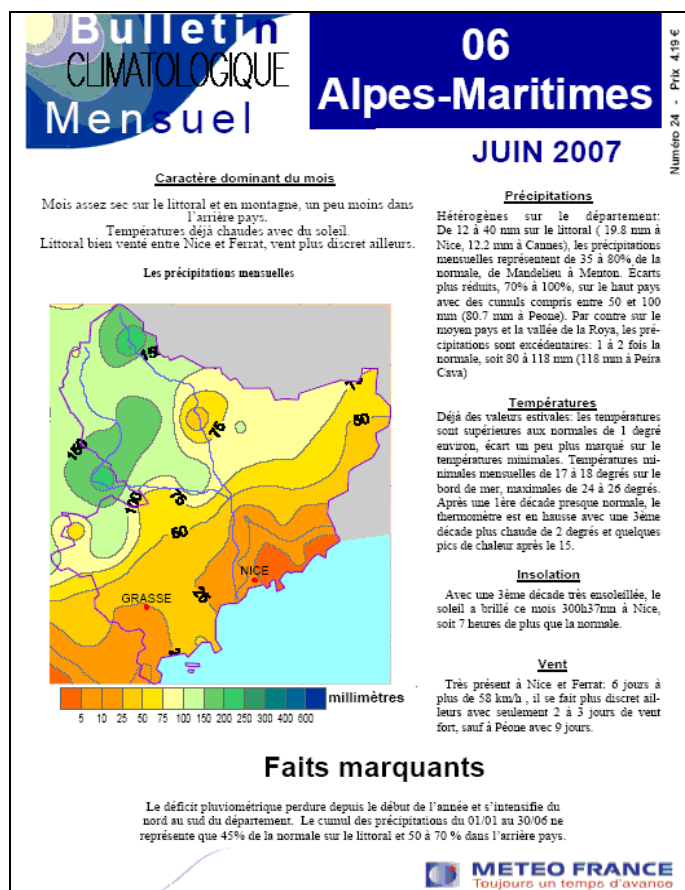


Profils journaliers des concentrations d'ozone mesurées à Cagnes, Nice botanique et Nice aéroport le 28 juillet 2007 (source : AtmoPACA).

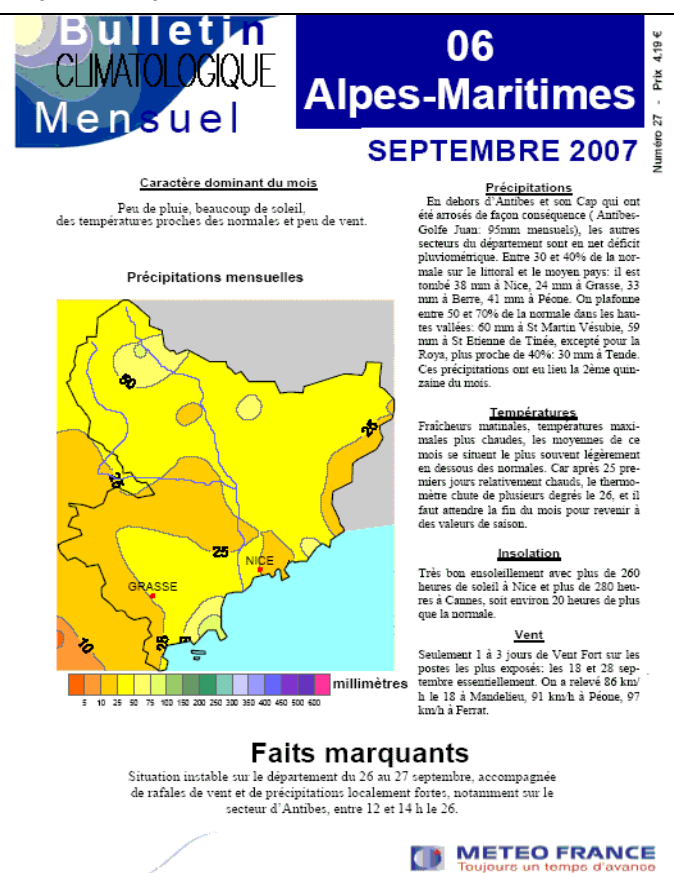
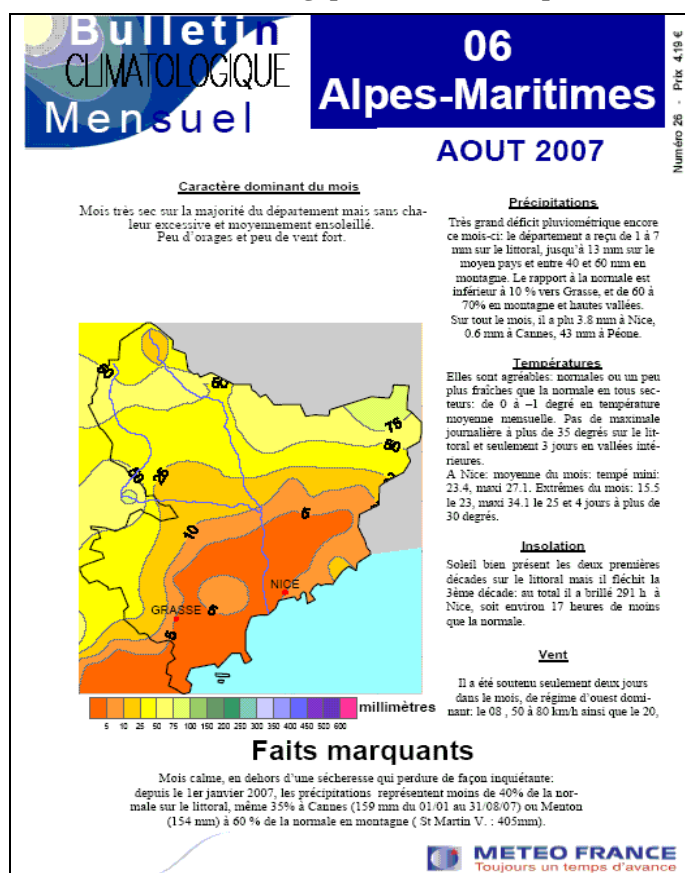
VI.a



Bulletin climatologique mensuel des Alpes-Maritimes d'avril et de mai 2007 (source : Météo-France).

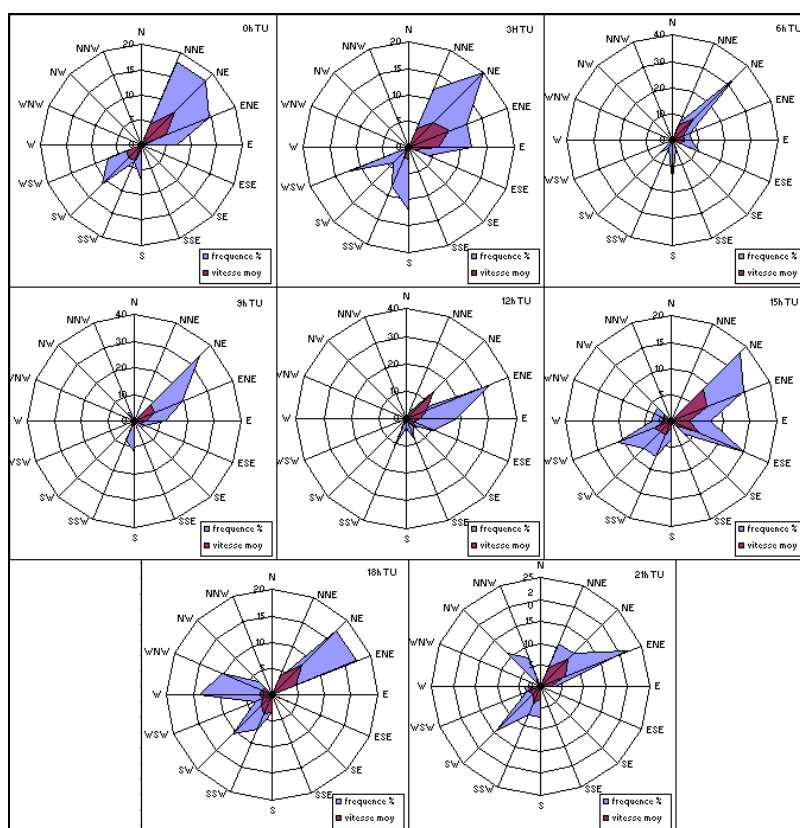


Bulletin climatologique mensuel des Alpes-Maritimes de juin et de juillet 2007 (source : Météo-France).

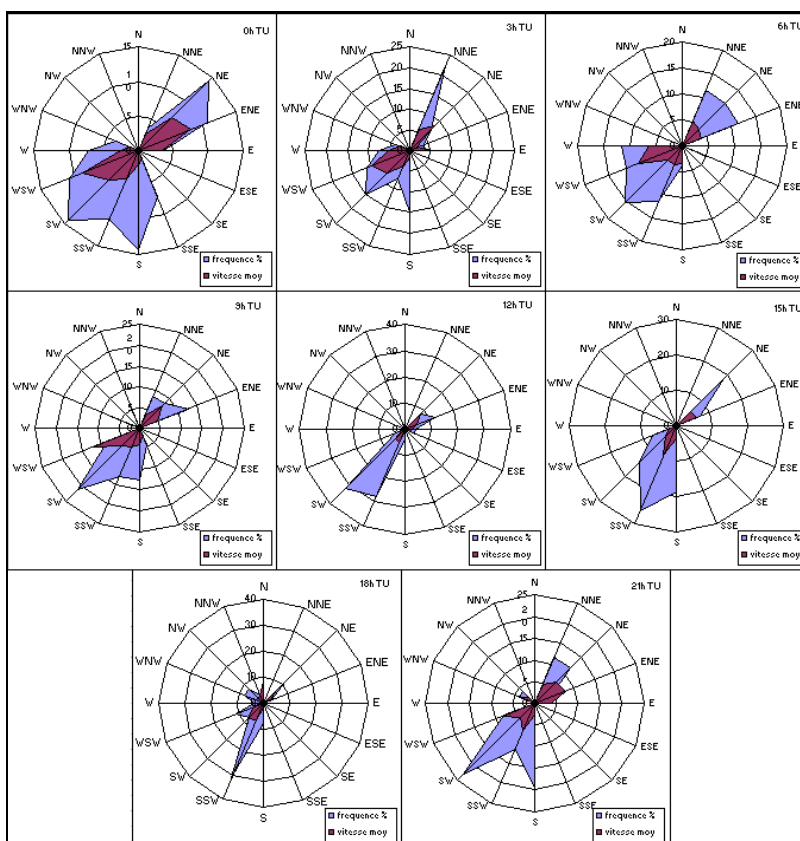


Bulletin climatologique mensuel des Alpes-Maritimes d'août et de septembre 2007 (source : Météo-France).

VI.b

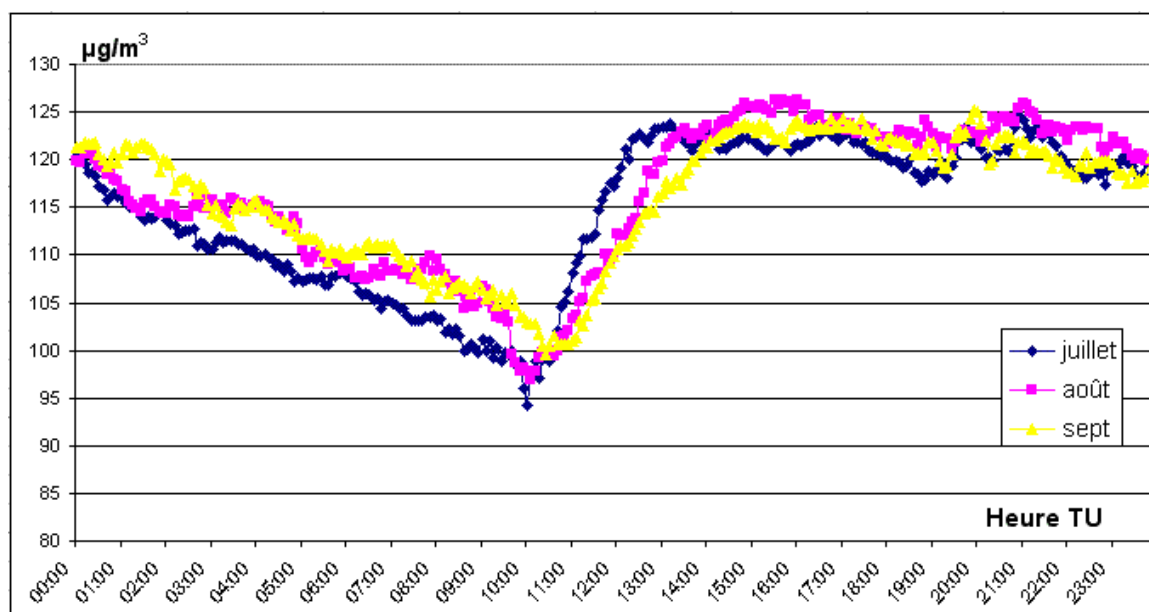


Roses des vents de la bouée Côte d'Azur de Météo France d'avril 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

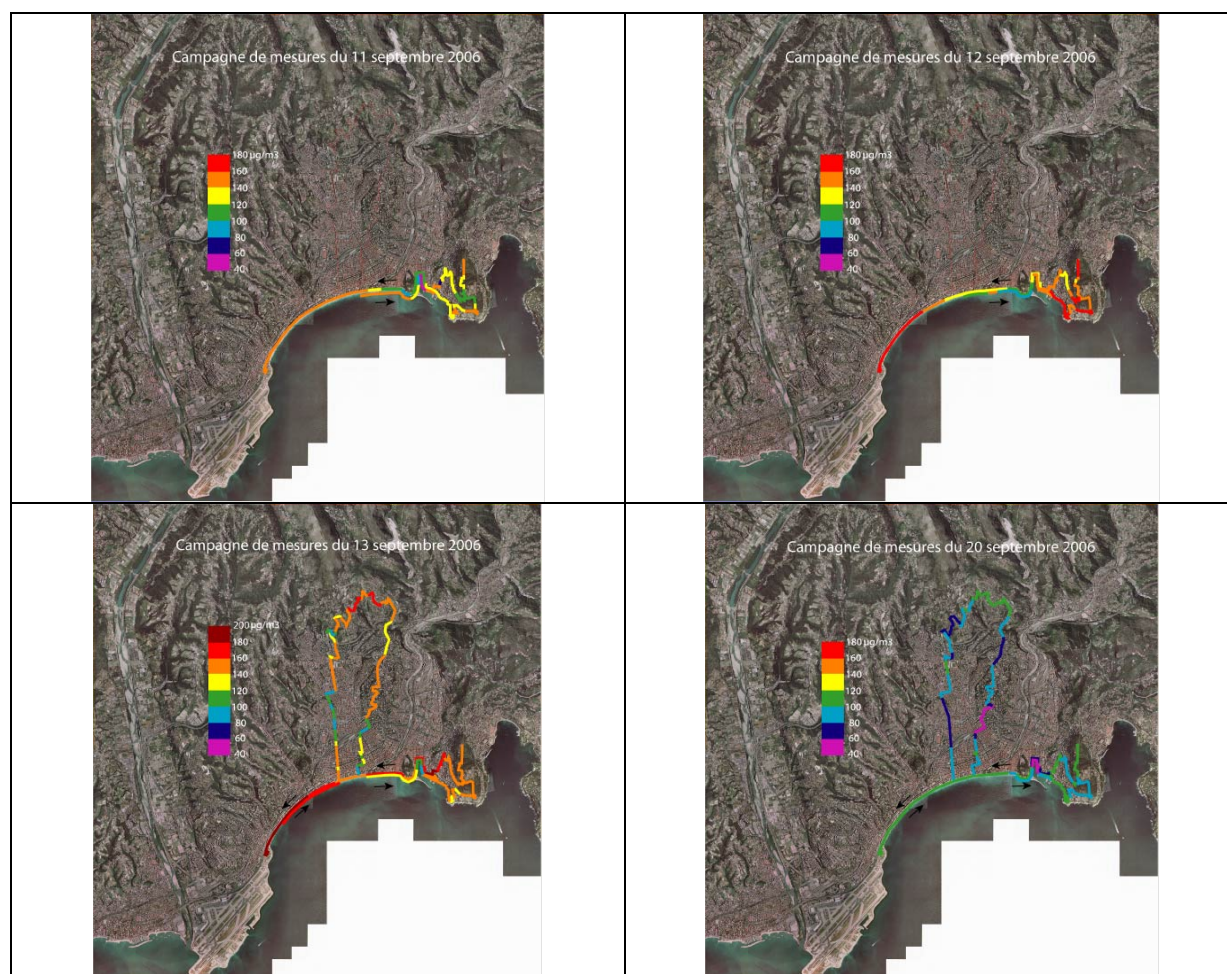


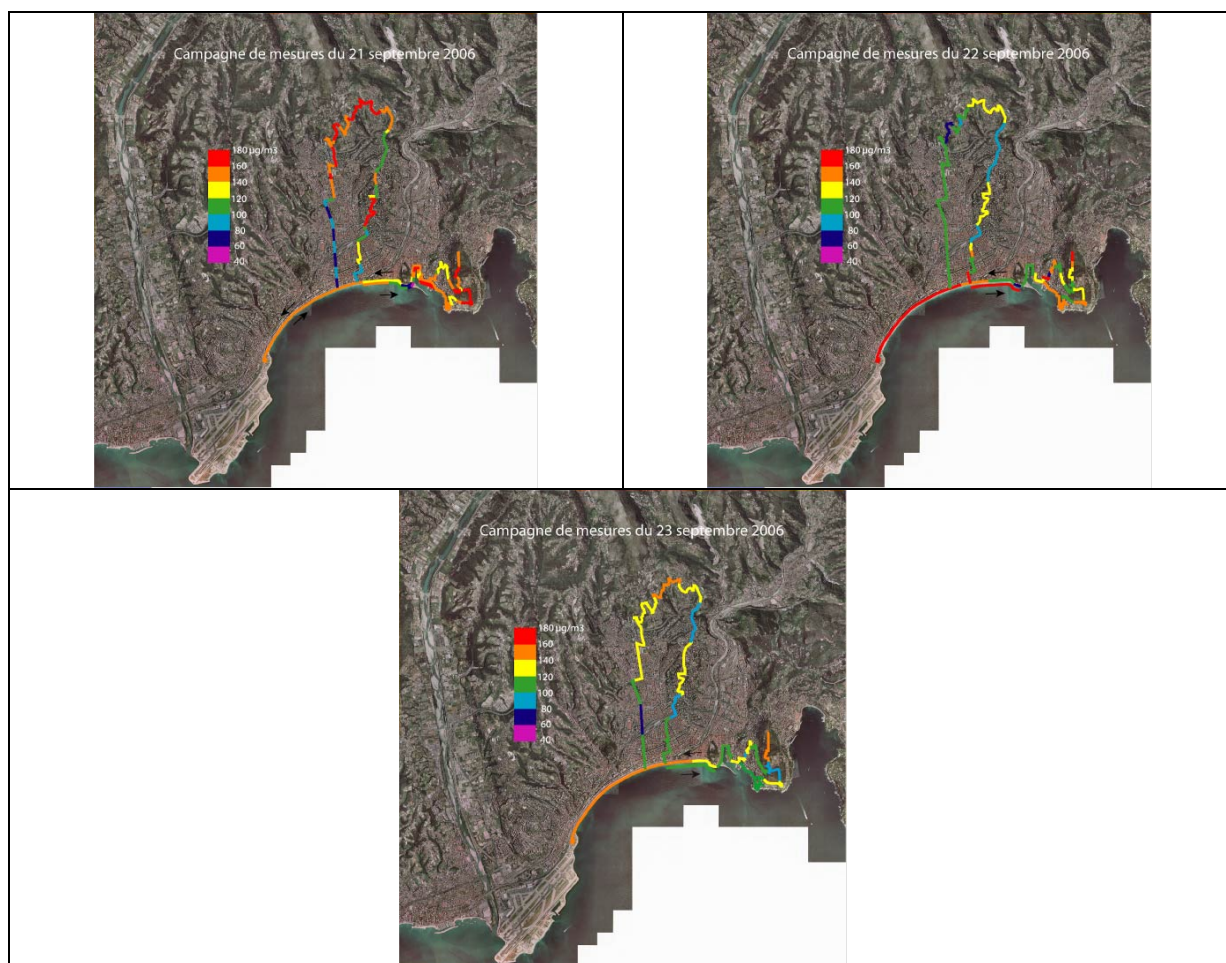
Roses des vents de la bouée Côte d'Azur de Météo France de juin 2007 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

VI.c



VI.d





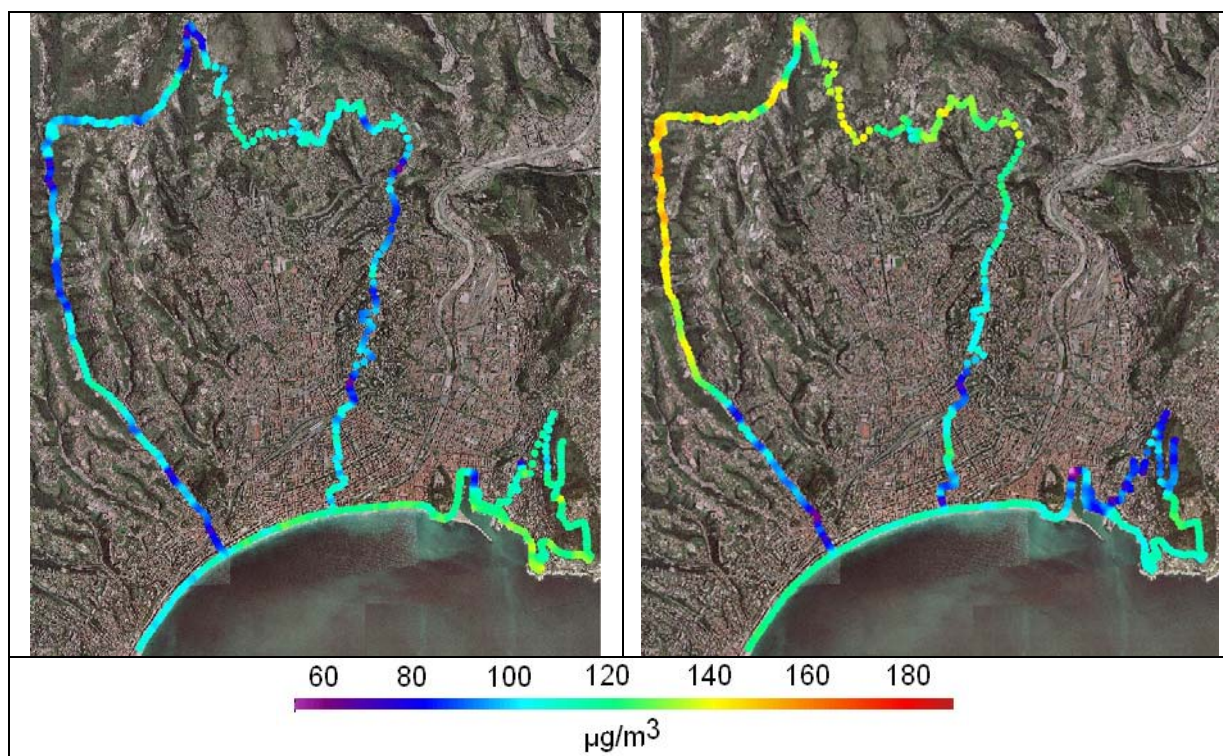
Campagnes de mesures itinérantes d'ozone en milieu urbain et périurbain à Nice en septembre 2006 préparant les mesures terrain de la saison photochimique 2007.

VI.e



Types d'espace établis sur l'exposition moyenne à l'ozone ; en rouge zones les plus affectées et en violet zones les moins concernées par l'ozone.

VI.f



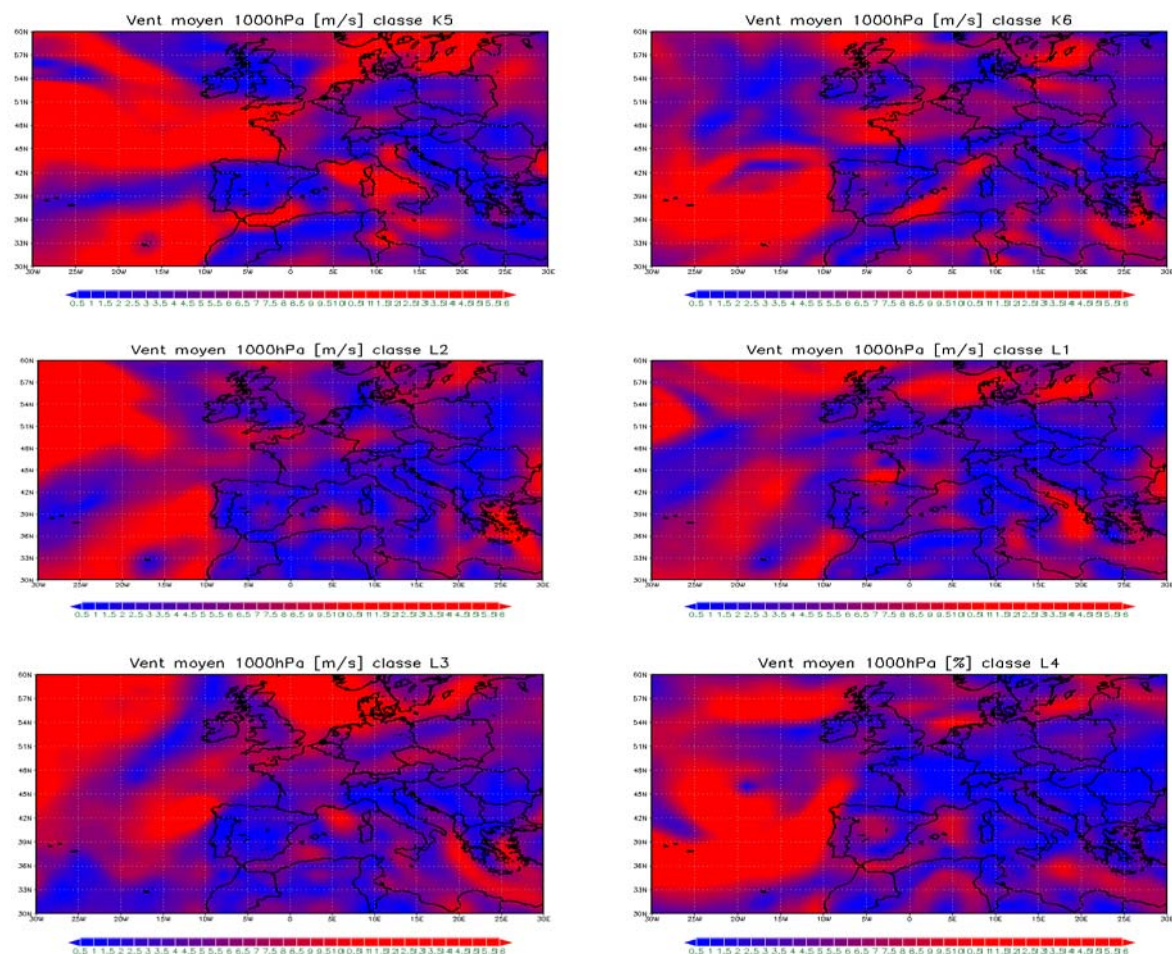
Configurations spatiales de l'ozone le 16 juin (à gauche) et le 30 juillet (à droite) 2007 à Nice.

VII.a

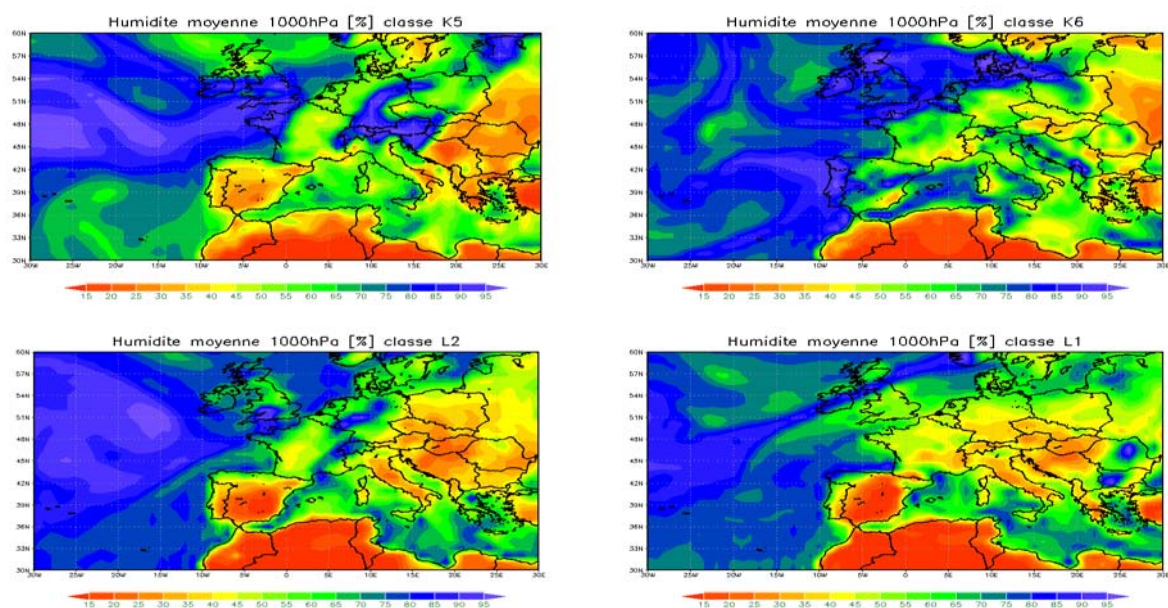
Symbol	Definition
u	east-west wind component
v	north-south wind component
w	vertical wind component
f	Coriolis parameter
K_m	eddy viscosity coefficient for momentum
K_h	eddy viscosity coefficient for heat and moisture
θ_{il}	ice-liquid water potential temperature
r_n	water mixing ratio species of total water, rain, pristine crystals, aggregates, and snow
ρ	density
con	subscript denoting tendency from convective parameterization
rad	subscript denoting tendency from radiation parameterization
res	subscript denoting tendency from resolvable scale microphysical parameterization
g	gravity
r_t	total water mixing ratio
r_v	water vapor mixing ratio
π	total Exner function
π'	perturbation Exner function
θ_v	virtual potential temperature
p	pressure

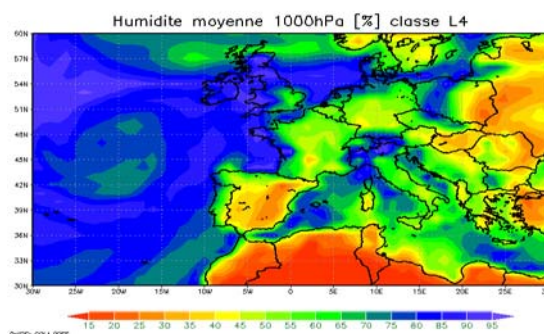
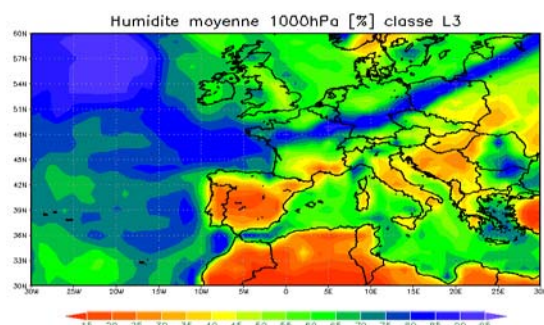
Signification des symboles utilisés dans les équations non hydrostatiques du modèle RAMS.

VII.b

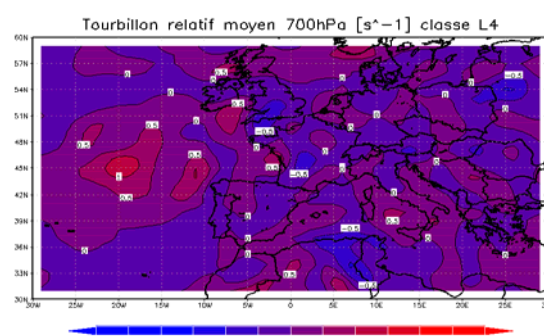
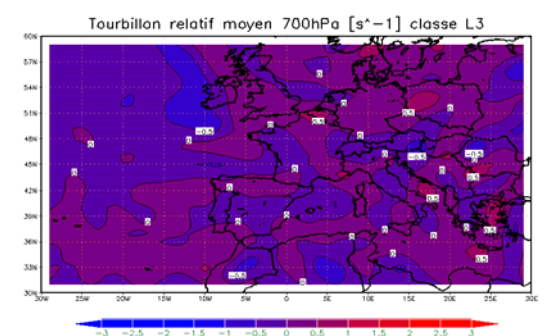
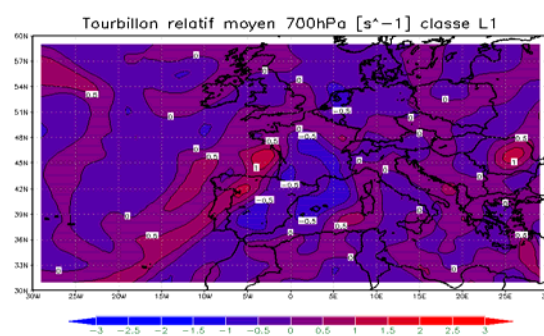
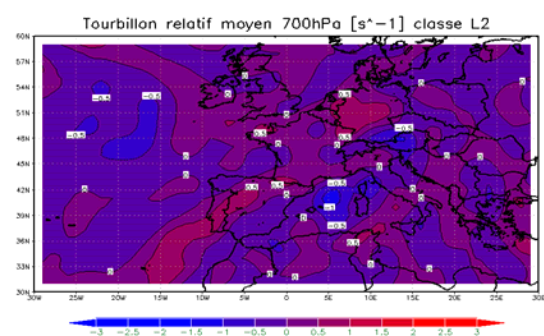
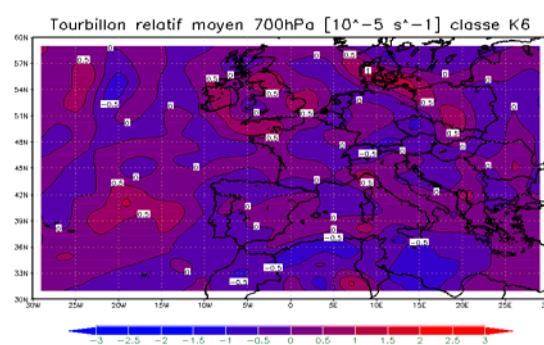
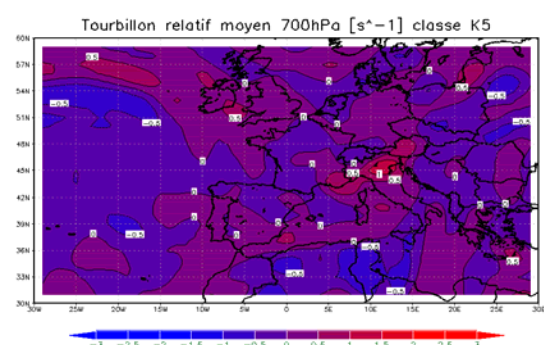


Configurations moyennes des vitesses de vent en surface (réanalyses NCEP) associées aux classes de types de temps établies à partir de l'humidité relative, de la vitesse du vent, de l'énergie cinétique turbulente en surface à 15h TU et des hauteurs de couche limite atmosphérique à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes.



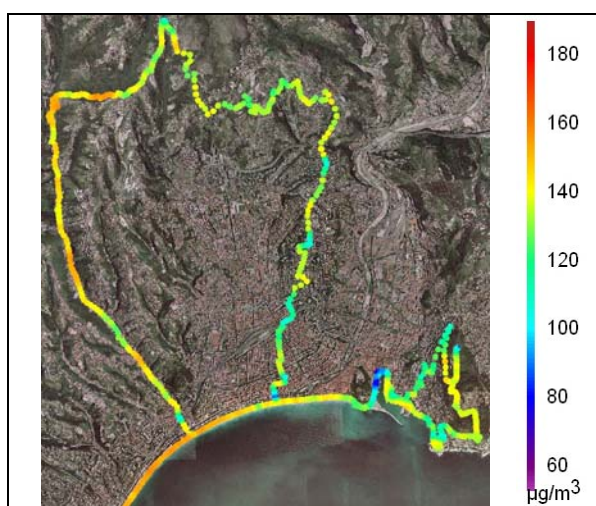


Configurations moyennes de l'humidité relative en surface (réanalyses NCEP) associées aux classes de types de temps établies à partir de l'humidité relative, de la vitesse du vent, de l'énergie cinétique turbulente en surface à 15h TU et des hauteurs de couche limite atmosphérique à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes.



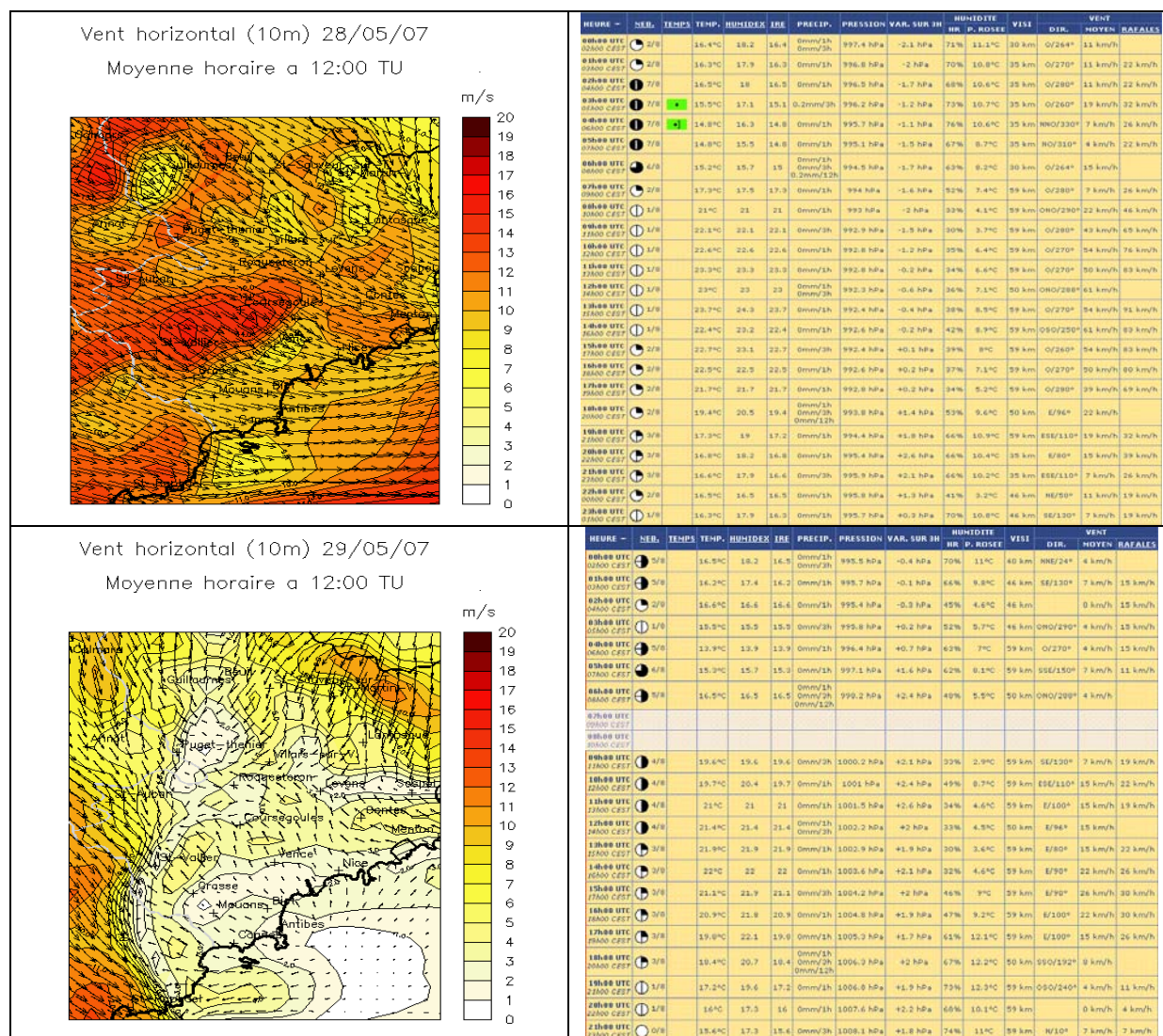
Configurations moyennes de la vorticité relative à 700 hPa (réanalyses NCEP) associées aux classes de types de temps établies à partir de l'humidité relative, de la vitesse du vent, de l'énergie cinétique turbulente en surface à 15h TU et des hauteurs de couche limite atmosphérique à 9h et 15h TU dans le sud des Alpes-Maritimes.

VII.c



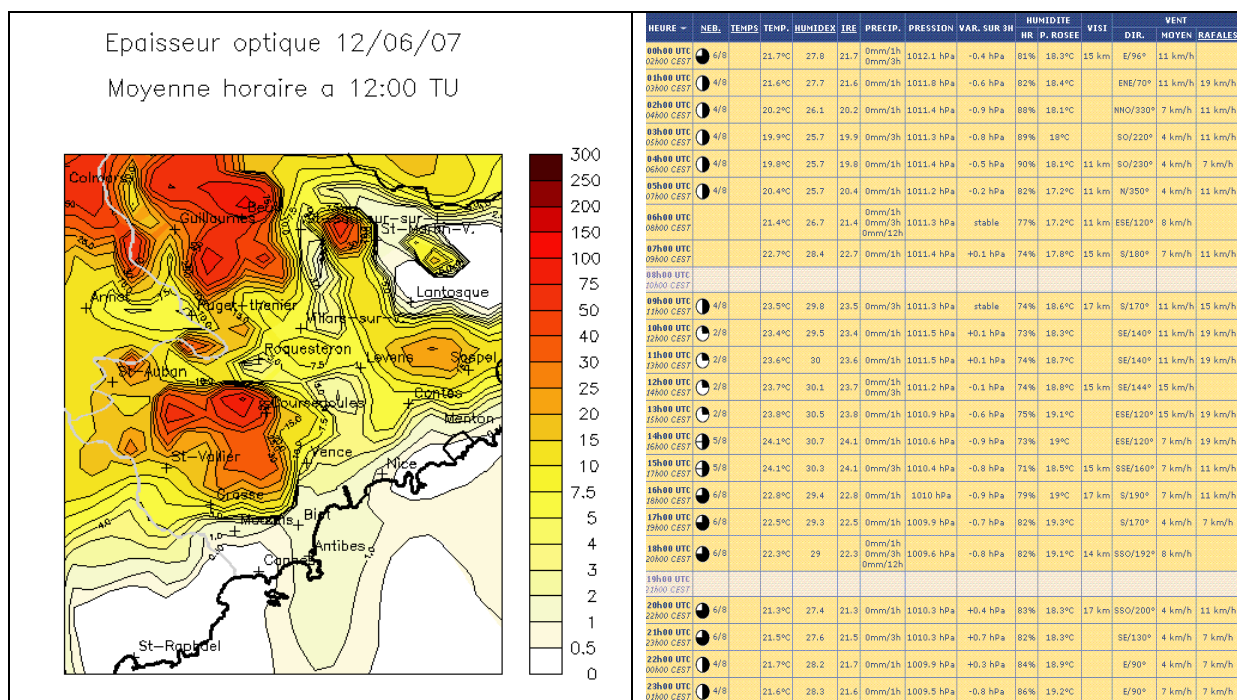
Configuration spatiale de l'ozone à Nice le 29 juillet 2007.

VII.d



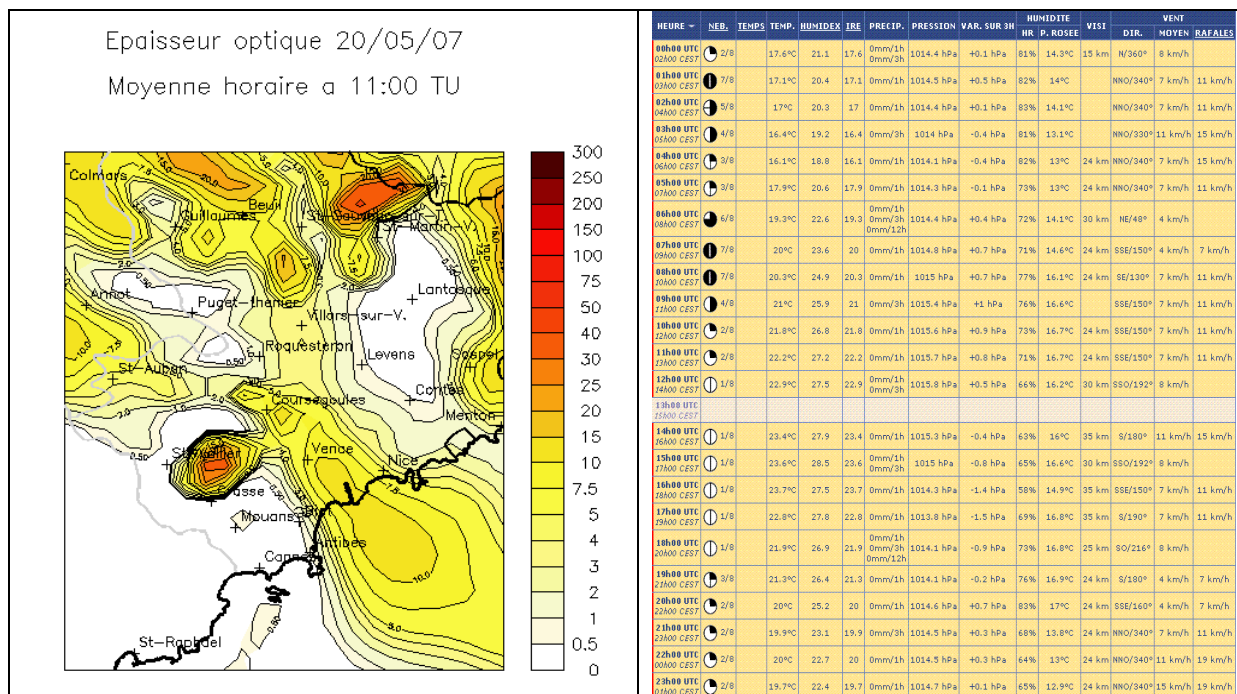
Prévisions par MM5 du vent les 28 et 29 mai 2007 dans les Alpes-Maritimes et observations des valeurs relevées à l'aéroport de Nice les mêmes jours.

VII.e



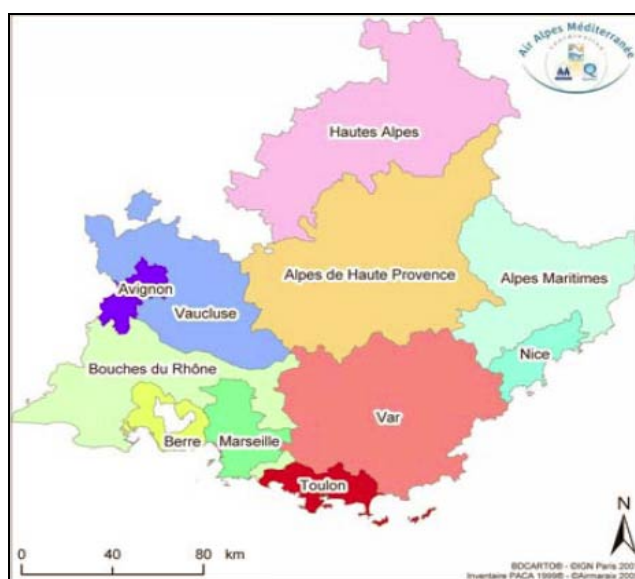
Prévisions par MM5 de l'épaisseur optique le 12 juin 2007 dans les Alpes-Maritimes et observations des valeurs de nébulosité relevées à l'aéroport de Nice le même jour.

VII.f



Prévisions par MM5 de l'épaisseur optique le 20 mai 2007 dans les Alpes-Maritimes et observations des valeurs de nébulosité relevées à l'aéroport de Nice le même jour.

VIII.a



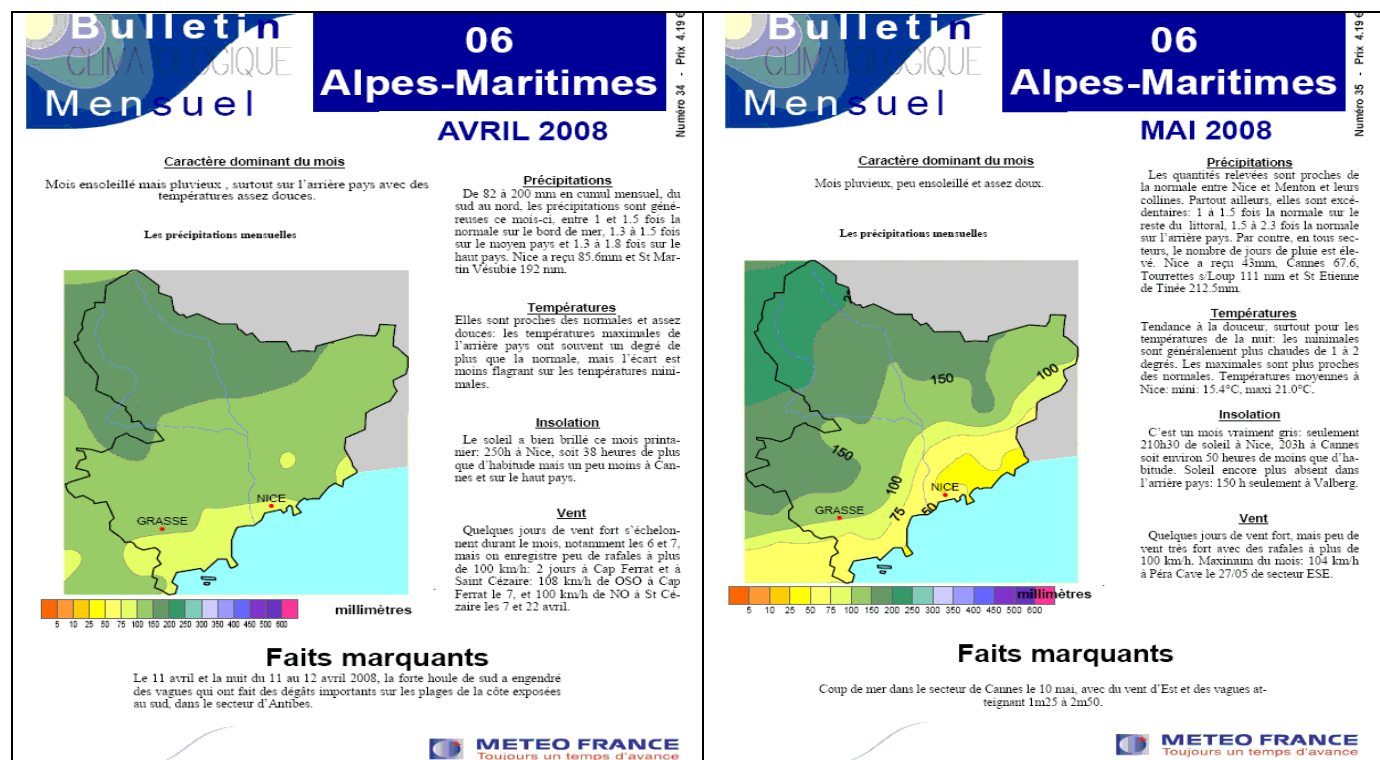
Zones de rapportage européen jugées cohérentes par rapport à la problématique de la qualité de l'air par la Communauté Européenne.

VIII.b

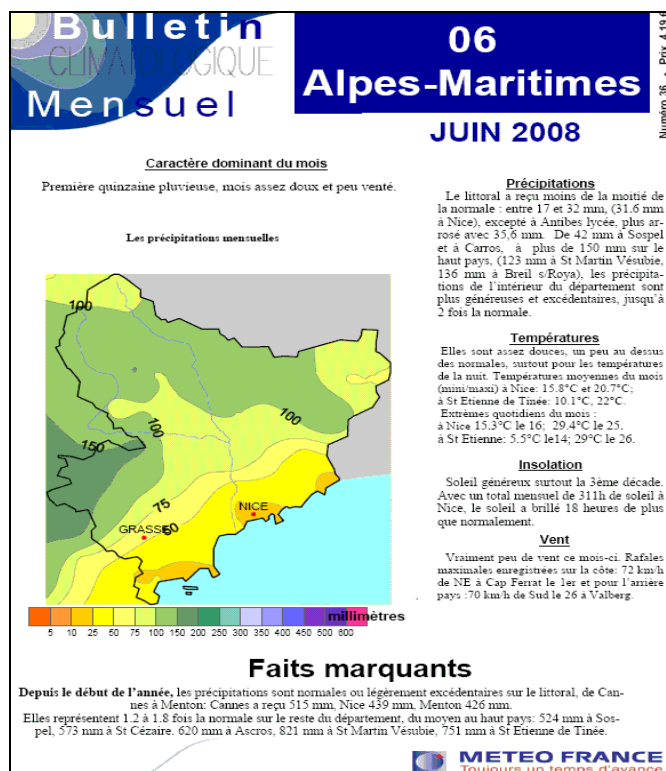
Nombre de jours pour lesquels la concentration horaire maximale d'ozone dépasse 120, 130 ou 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Antoine 1^{er} ou à Fontvieille.

	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Antoine 1 ^{er}	67	47	19
Fontvieille	49	26	8

VIII.c

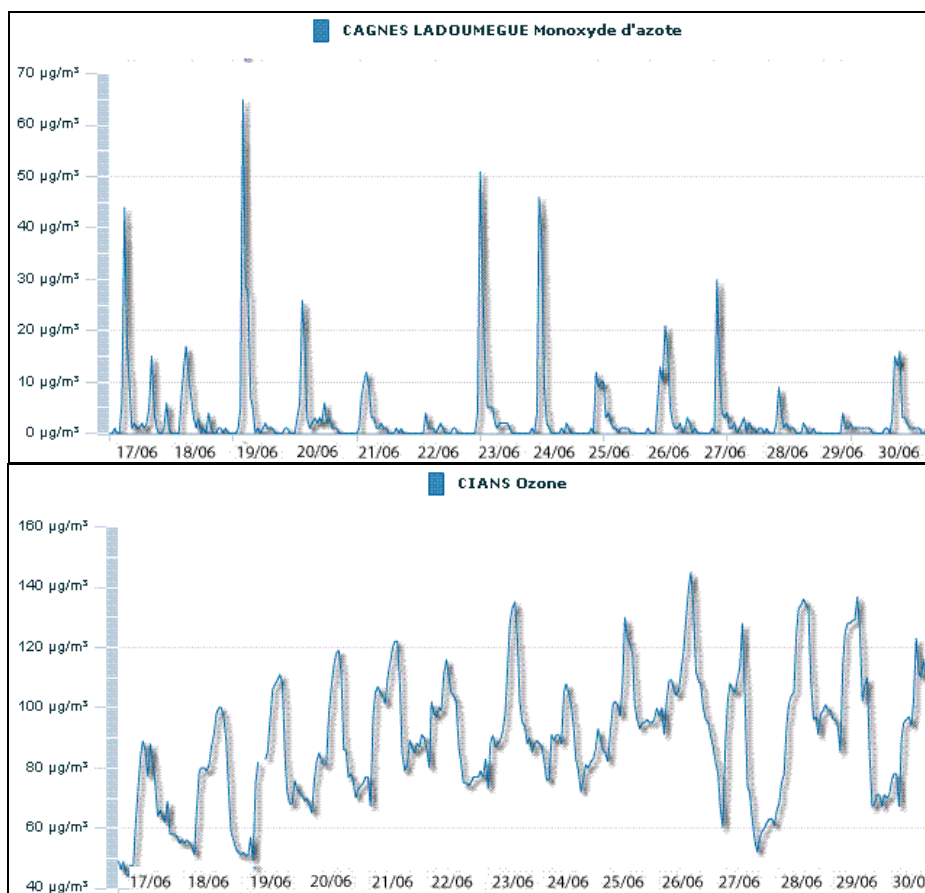


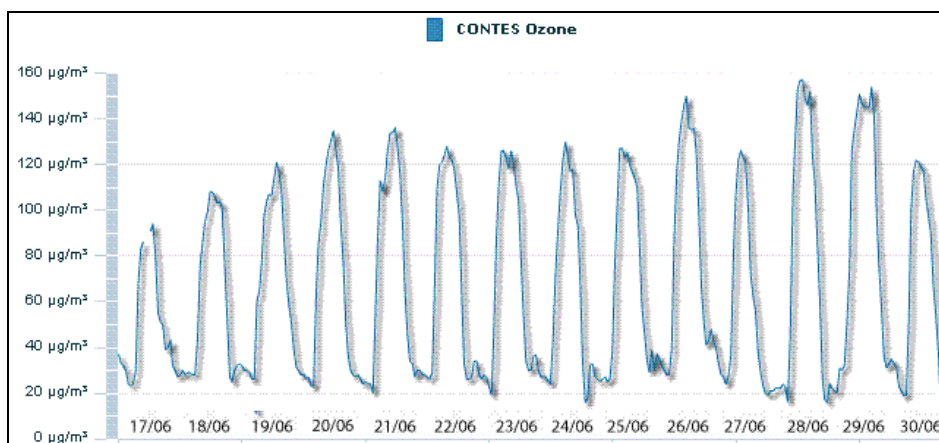
Bulletin climatologique mensuel des Alpes-Maritimes d'avril et de mai 2008 (source : Météo-France).



Bulletin climatologique mensuel des Alpes-Maritimes de juin 2008 (source : Météo-France).

VIII.d





Comportements du monoxyde d'azote à Cagnes et de l'ozone au Cians et à Contes du 17 juin au 30 juin 2008.

VIII.e

HEURE →	NEL	TEMP	TEMP.	HUMIDITE	DIR.	PRECIP.	PRESSION	VAR. SUR 3H	HUMIDITE HR	P. ROSEE	VIST	VENT DIR.	VENT MOYEN	RAFALES
08h00 UTC 02h00 CEST	1/0		16.1°C	16.1	16.1	0mm/1h	1016.5 hPa	-0.5 hPa	49%	5.4°C	46 km	NE/40°	11 km/h	15 km/h
09h00 UTC 03h00 CEST	1/0		15.9°C	15.9	15.9	0mm/1h	1016.6 hPa	-0.2 hPa	50%	5.5°C	46 km	NE/40°	11 km/h	15 km/h
10h00 UTC 04h00 CEST	1/0		14.7°C	14.7	14.7	0mm/1h	1016.3 hPa	-0.4 hPa	50%	6.5°C	46 km	N/350°	4 km/h	15 km/h
11h00 UTC 05h00 CEST	1/0		14.2°C	14.4	14.2	0mm/1h	1016.3 hPa	-0.2 hPa	64%	7.5°C	46 km	NNO/330°	11 km/h	15 km/h
12h00 UTC 06h00 CEST	1/0		14.7°C	14.7	14.7	0mm/1h	1016.2 hPa	-0.4 hPa	58%	6.5°C	46 km	NNO/330°	7 km/h	19 km/h
13h00 UTC 07h00 CEST	1/0		18.2°C	19.5	18.2	0mm/1h	1016.7 hPa	+0.4 hPa	59%	10.1°C	35 km	E/NE/70°	7 km/h	11 km/h
14h00 UTC 08h00 CEST	1/0		18.3°C	21.4	18.3	0mm/1h	1016.8 hPa	+0.6 hPa	74%	13.6°C	35 km	E/100°	11 km/h	11 km/h
15h00 UTC 09h00 CEST	1/0		18.7°C	21.4	18.7	0mm/1h	1016.7 hPa	+0.1 hPa	69%	12.9°C	35 km	SE/130°	7 km/h	15 km/h
16h00 UTC 10h00 CEST	1/0		18.7°C	22	18.7	0mm/1h	1016.9 hPa	+0.2 hPa	74%	14°C	24 km	SSE/150°	7 km/h	11 km/h
17h00 UTC 11h00 CEST	1/0		19.2°C	21.9	19.2	0mm/1h	1016.8 hPa	stable	67%	12.9°C	24 km	E/100°	7 km/h	11 km/h
18h00 UTC 12h00 CEST	1/0		17.7°C	21.1	17.7	0mm/1h	1016.6 hPa	-0.3 hPa	80%	14.2°C		EEE/110°	11 km/h	19 km/h
19h00 UTC 13h00 CEST	1/0		17.5°C	20.6	17.5	0mm/1h	1015.9 hPa	-0.9 hPa	70%	13.6°C	7 km	SE/140°	7 km/h	15 km/h
20h00 UTC 14h00 CEST	1/0		17.5°C	20.6	17.5	0mm/1h	1015.6 hPa	-1.1 hPa	78%	13.6°C	7 km	SSE/150°	7 km/h	15 km/h
21h00 UTC 15h00 CEST	1/0		17°C	19.9	17	0mm/1h	1015.4 hPa	-1.2 hPa	79%	13.3°C	7 km	SE/140°	7 km/h	11 km/h
22h00 UTC 16h00 CEST	1/0		16.3°C	19	16.3	0mm/1h	1015.1 hPa	-0.0 hPa	81%	13°C		ESE/110°	7 km/h	15 km/h
23h00 UTC 17h00 CEST	1/0		16°C	18.6	16	0mm/1h	1015.6 hPa	+0.2 hPa	81%	12.7°C	9 km	E/90°	11 km/h	15 km/h
24h00 UTC 18h00 CEST	1/0		15.9°C	18.5	15.0	0mm/1h	1016.2 hPa	+1.1 hPa	82%	12.0°C	9 km	E/100°	15 km/h	22 km/h
25h00 UTC 19h00 CEST	1/0		15.8°C	18.5	15.4	0mm/1h	1016.1 hPa	+1 hPa	83%	12.9°C		E/100°	19 km/h	26 km/h
26h00 UTC 20h00 CEST	1/0		15.9°C	18.3	15.9	0mm/1h	1016.3 hPa	+0.7 hPa	79%	12.3°C		E/90°	19 km/h	26 km/h
27h00 UTC 21h00 CEST	1/0		15.9°C	18.4	15.0	0mm/1h	1016.4 hPa	+0.2 hPa	80%	12.5°C		E/NE/70°	15 km/h	26 km/h

Conditions météorologiques à Nice aéroport le 18 avril 2007.

LISTE DES ACRONYMES

500 hPa	geopotentiel 500 hPa
AASQA	association agréée à la surveillance de la qualité de l'air
ACP	analyse en composantes principales
AMS	avril-mai-septembre
CAH	classification ascendante hiérarchique
CH ₄	méthane
CLA	couche limite atmosphérique
CO	monoxyde de carbone
COVs	composés organiques volatils
ESCOMPTE	expérience sur site pour contraindre les modèles de pollution atmosphérique et de transport d'émissions
Hum. rel.(ou HR)	humidité relative
INERIS	institut national de l'environnement industriel et des risques
INSEE	institut national de la statistique des études économiques
InVS	institut national de veille sanitaire
JJA	juin-juillet-août
MNT	modèle numérique de terrain
NCEP	national center for environmental prediction
NO	monoxyde d'azote
NO ₂	dioxyde d'azote
NO _x	oxyde d'azote
O ₃	ozone
PBLH	planetary boundary layer height (hauteur de la couche limite atmosphérique)
RAMS	Regional Atmospheric Modelling System
TKE	turbulent kinetic energy (énergie cinétique turbulente)
TU	temps universel
UV	ultraviolet
Vit. vent	vitesse du vent
Vort. rel.(ou VR)	vorticité relative